SECRETARIA
DE
PÓS-GRADUAÇÃO
I. B.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Instituto de Biologia

Daniel de Barcellos Falkenberg

Matinhas nebulares e vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil

Este exemplar corresponde à redação final da tese defendida pelo(a) candidato (a) Daniel de Barcellos Falkenberg
e aprovada pela Comissão Julgadora.

Tese apresentada ao Instituto de Biologia, para obtenção do título de Doutor em Biologia Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. George John Shepherd

2003

UNICAMP
BIBLIOTECA CENTRAL
SEÇÃO CIRCULANTE

CHAMADA
F 187m
EX
OMBO BC/ 55636
ROC. 16-134/2003
C ☐ D ☒
PREÇO 11,00
DATA 16/09/03
Nº CPD

CM00188918-2

Pb id 300096

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP

F187m

Falkenberg, Daniel de Barcellos
Matinhas nebulares e vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS), sul do Brasil/Daniel de Barcellos Falkenberg. Campinas, SP:[s.n.], 2003.

Orientador: George John Shepherd
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia.

1.Composição florística. 2.Conservação. 3.Mata atlântica. I. Shepherd, George John. II.Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Data da defesa: 07/04/2003

Banca Examinadora

Prof. Dr. George John Shepherd (Orientador) _____

Prof. Dr. Luís Rios de Moura Baptista _____

Profa. Dra. Luiza Sumiko Kinoshita _____

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues _____

Prof. Dr. Waldir Mantovani _____

Prof. Dr. Fernando Roberto Martins _____

Prof. Dr. Ary Teixeira de Oliveira-Filho _____

IQ-UNICAMP 9856

SUMÁRIO

Resumo ---------- xxx
Abstract ---------- xxxii

1. Introdução ---------- 1
1.1. Sobre favorabilidade, evolução e classificação; 1.2. Sobre ecologia, abordagens e escalas; 1.3. Bibliografia citada.

2. Florística de matinhas nebulares e vegetações rupícolas dos Aparados da Serra Geral (SC/RS) ---------- 21
2.1. Introdução; 2.2. Região estudada; 2.3. Áreas amostradas; 2.4. Métodos; 2.5. Aspectos da matinha nebular; 2.6. Aspectos da vegetação rupícola; 2.7. Transições entre vegetação rupícola e matinha nebular; 2.8. Flora das matinhas nebulares e vegetações rupícolas; 2.9. Novas informações taxonômicas e fitogeográficas; 2.10. Conclusões e perspectivas; 2.11. Bibliografia citada.

3. Aspectos da vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral catarinense --------- 94
3.1. Introdução; 3.2. Métodos; 3.3. Considerações sobre o conceito de rupícola e termos afins; 3.4. Classificações da vegetação rupícola; 3.5. Aspectos florísticos e de riqueza e abundância; 3.6. Algumas observações fitofisionômicas e ecológicas; 3.7. Aspectos da dinâmica da vegetação rupícola; 3.8. Interações positivas, construtores do ecossistema e facilitação; 3.9. Comparação florística entre os substratos vulcânico e arenítico; 3.10. Endemismo e aspectos de distribuição geográfica; 3.11. Aspectos da conservação; 3.12. Considerações finais; 3.13. Bibliografia citada.

4. Flora e vegetação das matinhas nebulares dos Aparados da Serra Geral (SC/RS) -182
4.1. Introdução; 4.2. Métodos; 4.3. Circunscrições e denominações da matinha nebular no sul do Brasil; 4.4. Aspectos florísticos e de riqueza; 4.5. Abundância das espécies e aspectos fitofisionômicos; 4.6. Epifitismo e trepadeiras; 4.7. Dispersão de propágulos; 4.8. Distribuição altitudinal e transições com campos e turfeiras; 4.9. Matas transicionais; 4.10. Deciduidade foliar; 4.11. Comentários sobre aspectos paleoecológicos e paleofitogeográficos; 4.12. Caráter tropical ou temperado e limite meridional; 4.13. Endemismo; 4.14. Aspectos da sucessão secundária; 4.15. Conclusões e perspectivas; 4.16. Bibliografia citada.

5. Fitossociologia de matinhas nebulares dos Aparados da Serra Geral catarinense - 298
5.1. Introdução; 5.2. Métodos; 5.3. Flora e riqueza de espécies; 5.4. Componente arbóreo; 5.5. Componente epifítico; 5.6. Componente terrícola não-arbóreo; 5.7. Plântulas e plantas jovens das espécies arbóreas; 5.8. Aspectos pedológicos; 5.9. Considerações sobre algumas relações entre solo e vegetação; 5.10. Possíveis causas da baixa estatura das plantas arbóreas; 5.11. Conclusões e perspectivas; 5.12. Bibliografia citada.

6. Aspectos da conservação das matinhas nebulares ---------- 393
Resumo. Linhas mestras para uma estratégia de conservação das matinhas nebulares. 6.1. Introdução. 6.2. Conservação de comunidades de plantas: fragmentação; efeitos de borda; "a teoria da biogeografia de ilhas" e conservação; corredores; estradas; espécies vegetais não-nativas; extração de lenha e xaxim, apicultura e monocultivo de *Pinus*; substituição das matinhas nebulares por vegetação campestre; efeitos de queimadas; efeitos do pastoreio; unidades de conservação e habitantes humanos; considerações finais. 6.3. Conservação de espécies vegetais: conceitos e "tipos" de espécie; endemismos, raridades e espécies ameaçadas. 6.4. Conclusões e perspectivas. 6.5. Bibliografia citada.

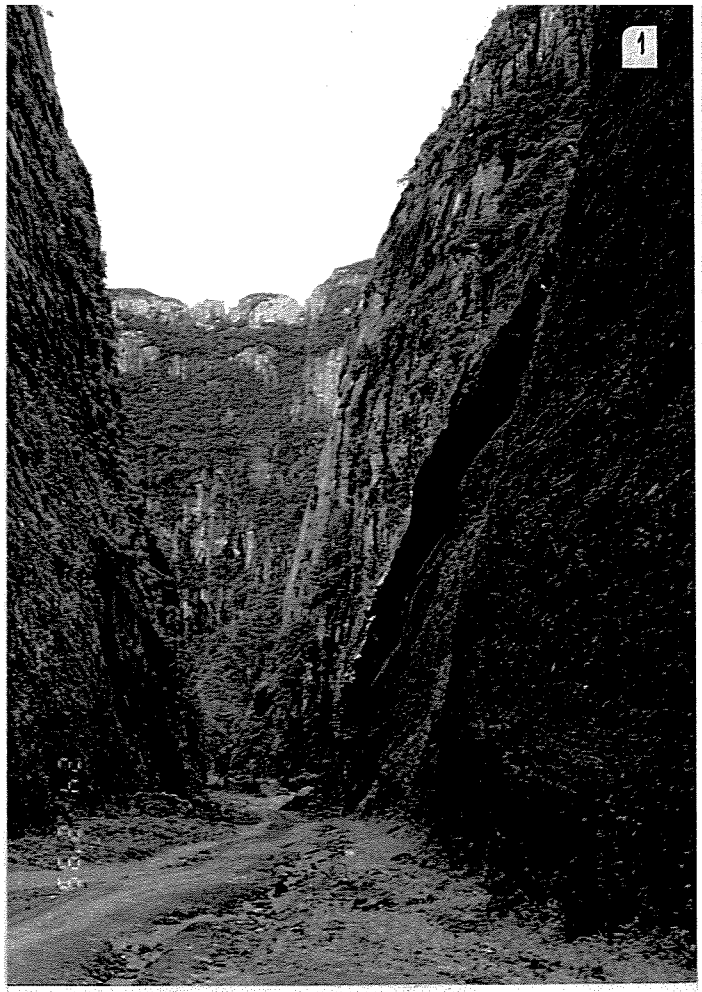
AGRADECIMENTOS ---------- 552
Acréscimos e correções ---------- 555
Índice ---------- 558

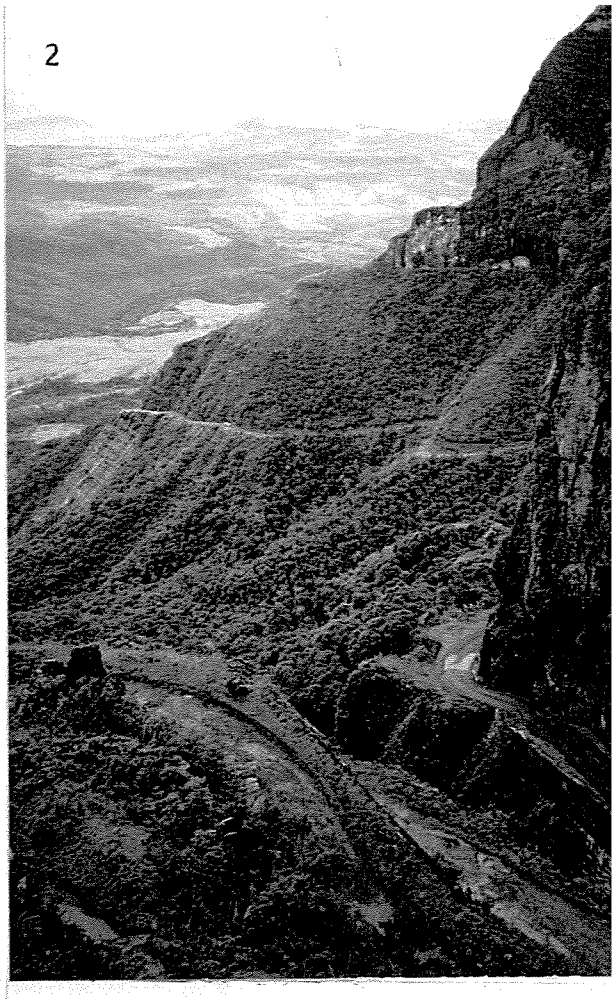
Foto 1 - Aspecto dos paredões areníticos (nas margens) e vulcânicos (no centro, ao fundo, com topo acima de 1400 m de altitude) na Serra do Corvo Branco.

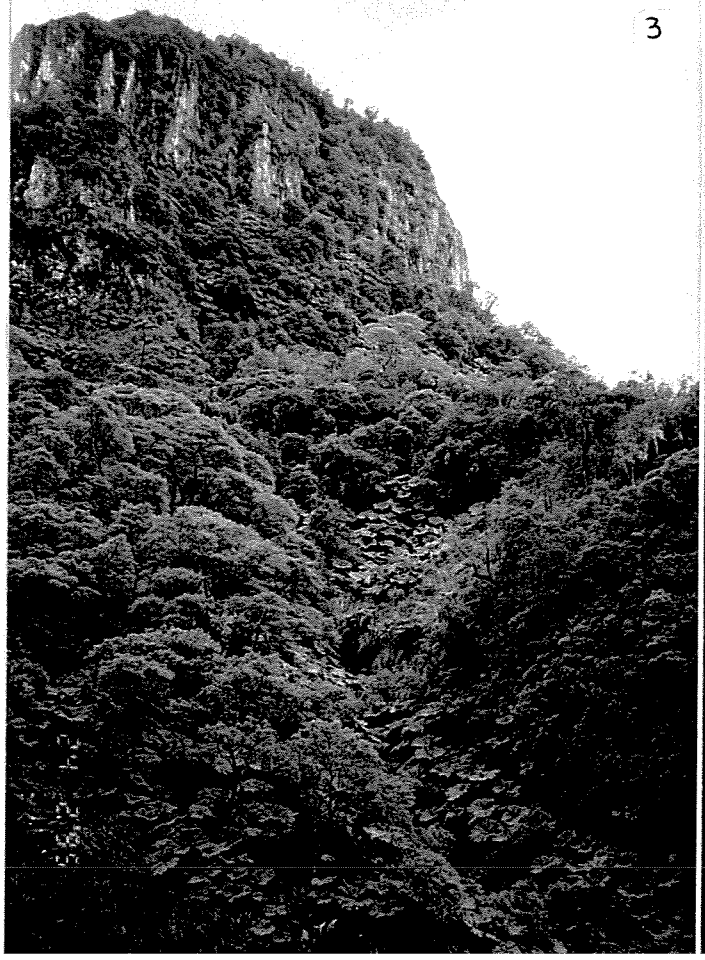
Foto 2 - Descida da SC 439, encosta superior leste da Serra do Corvo Branco, em Grão Pará.

Fotos 3 e 4 - Face leste do topo da Serra do Corvo Branco, com matinha nebular (MN), vegetação rupícola (VR) e transição VR/MN. Na Foto 3, destacam-se as grandes folhas do urtigão-da-serra (*Gunnera manicata* Linden, Gunneraceae).

Fotos: Daniel B. Falkenberg


1


2


3

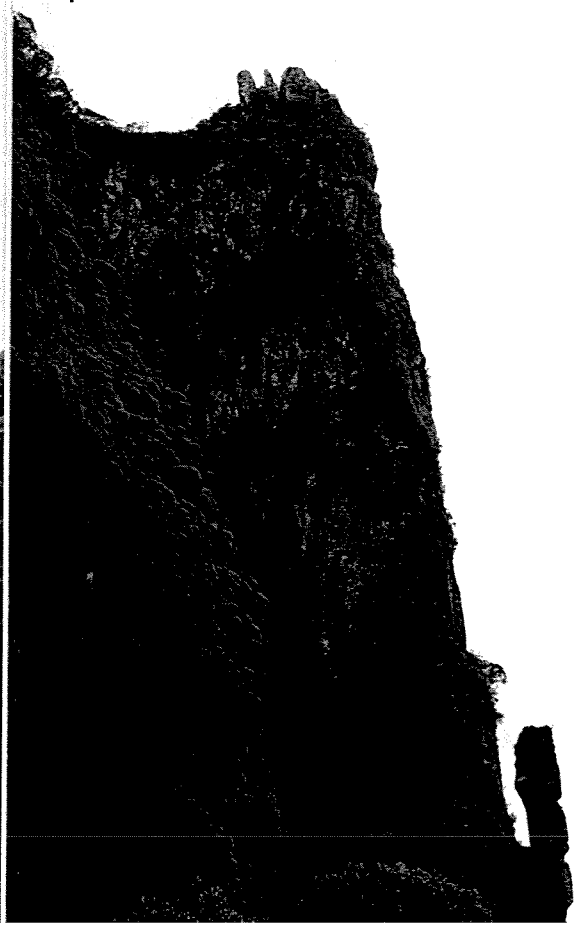
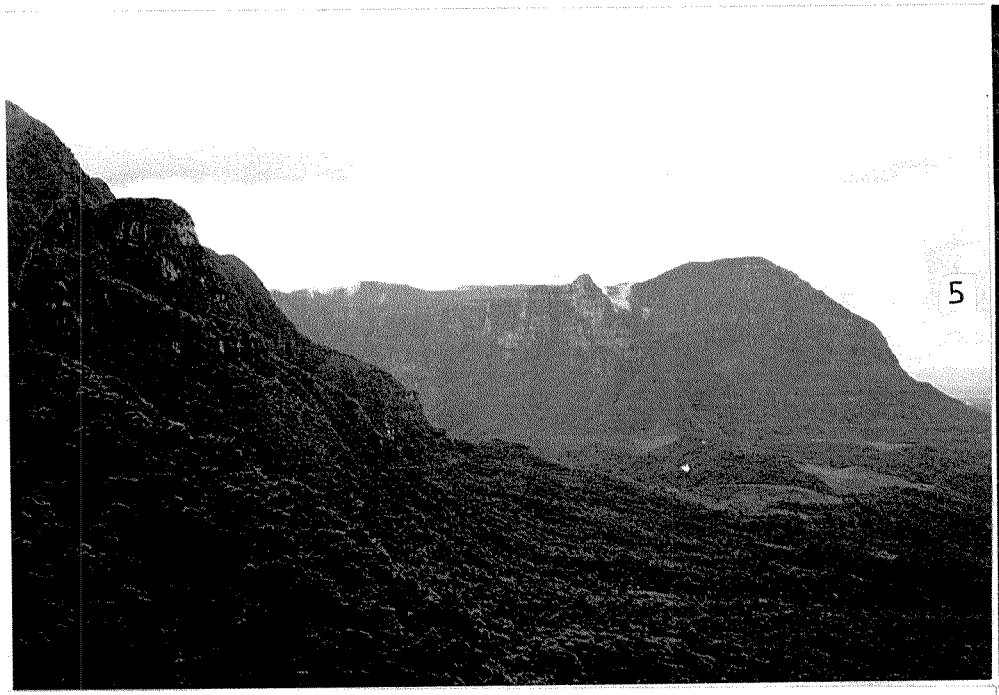

4

Foto 5 - Vista geral dos Aparados na Serra do Corvo Branco, mostrando ao fundo (no centro) o Morro da Cruz (extremo sul do Campo dos Padres, com cerca de 1600 m de altitude) com alguma neblina, e restos de mata atlântica de encosta nas partes mais baixas, a 800-900 m de altitude.

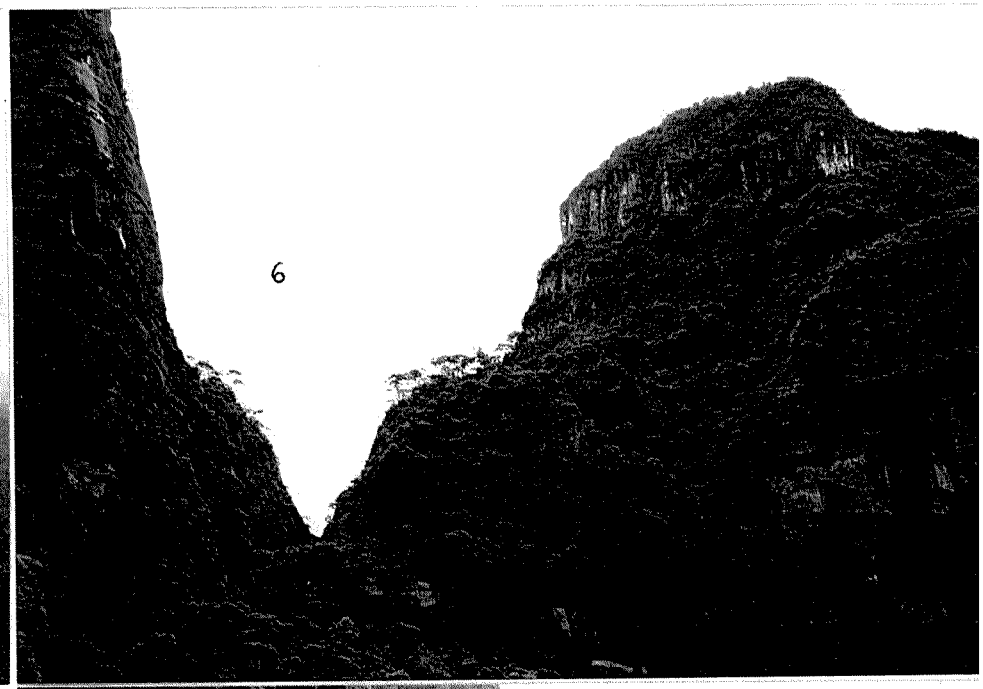
Fotos 6 e 8 - Aspectos da vegetação da encosta superior leste da Serra do Corvo Branco, com matinha nebular (MN), vegetação rupícola (VR) e transição VR/MN. Na Foto 6, aparecem, contra o céu, as copas de alguns indivíduos de *Mimosa scabrella* Bentham (bracatinga), a cerca de 1250 m de altitude. O paredão esquerdo da Foto 6 e todo o da Foto 8 são areníticos. Na Foto 8, MN no alto e VR dominada por *Gunnera manicata* Linden (urtigão-da-serra) abaixo; na extremidade direita do paredão, são percebidos alguns tufos pendentes de *Lagenocarpus triquetrus* (Boeckeler) Kuntze (Cyperaceae).

Foto 7 - Semelhante à Foto 5, mas tirada à tarde, evidenciando a importância da orientação das encostas e escarpas, que levam porções a ficarem mais ou menos expostas à radiação solar direta por tempo maior ou menor, com óbvias implicações na luminosidade disponível, temperaturas e umidades atmosféricas e do substrato, nível de intemperismo da rocha, etc. Mas tais diferenças de orientação não parecem suficientes para evitar que a mata atlântica de encosta se instale onde exista solo formado em encostas menos declivosas, até cerca de 1000 m de altitude ou um pouco mais.

Fotos: Daniel B. Falkenberg



5



6



7



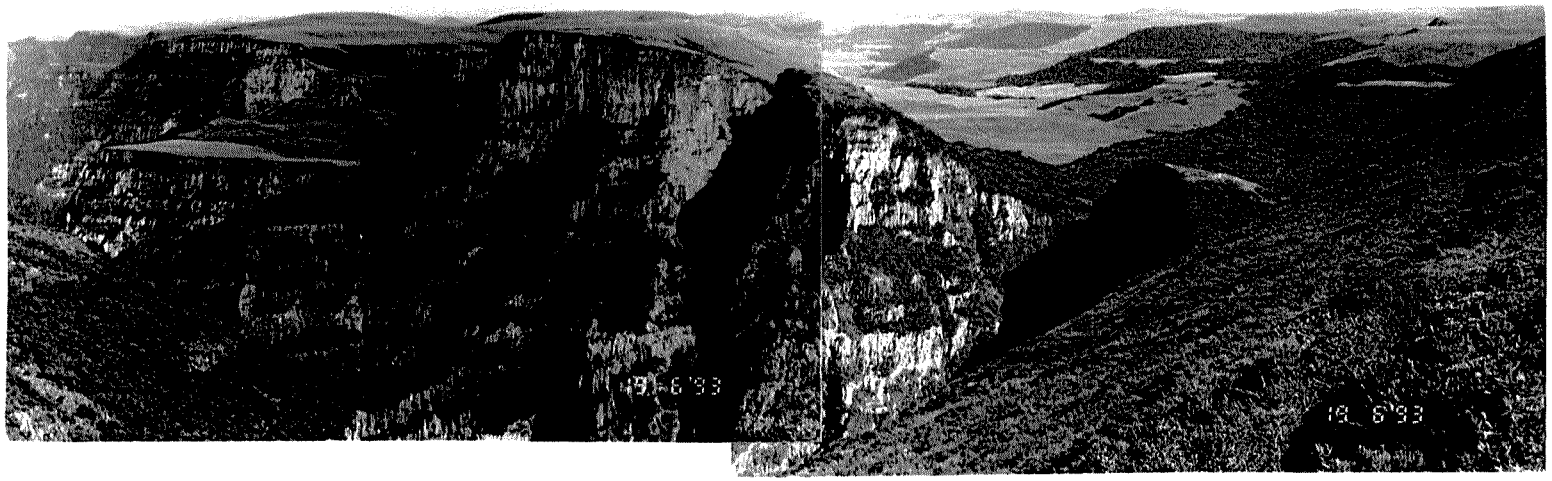
8

Foto 9 - Vista geral dos Aparados no Morro da Igreja, mostrando ao fundo (quase no centro) o vale do rio Pelotas, a cerca de 1500-1600 m de altitude, e restos de pinhais nas encostas do vale, os quais provavelmente formavam uma mata contínua que foi segmentada pelas queimadas antrópicas.

Foto 10 - Nascentes do rio Pelotas, em encosta do Morro da Igreja, mostrando o vale coberto por matinhas nebulares no início de seu curso. A encosta da margem direita foi usada para a amostragem fitossociológica (ver Fotos 36-8).

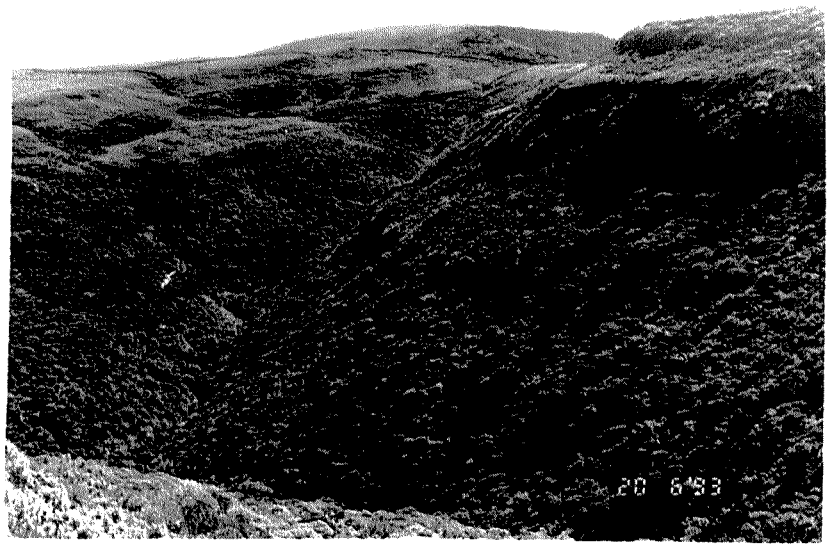
Foto 11 - Aspecto da matinha nebular (MN) e contatos MN-campo antrópico nas proximidades do Morro da Igreja, em Urubici, a cerca de 1700-1750 m de altitude, evidenciando a ausência de uma transição gradual e a ocorrência da vegetação campestre em locais onde as MNs foram destruídas pelo fogo e gado.

Fotos: Daniel B. Falkenberg

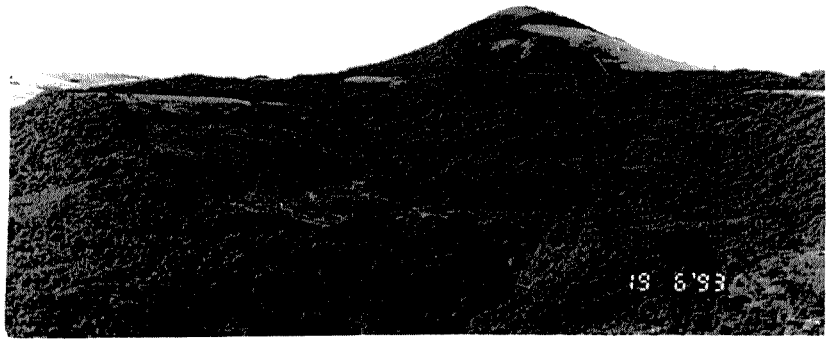


9

IX.



10



11

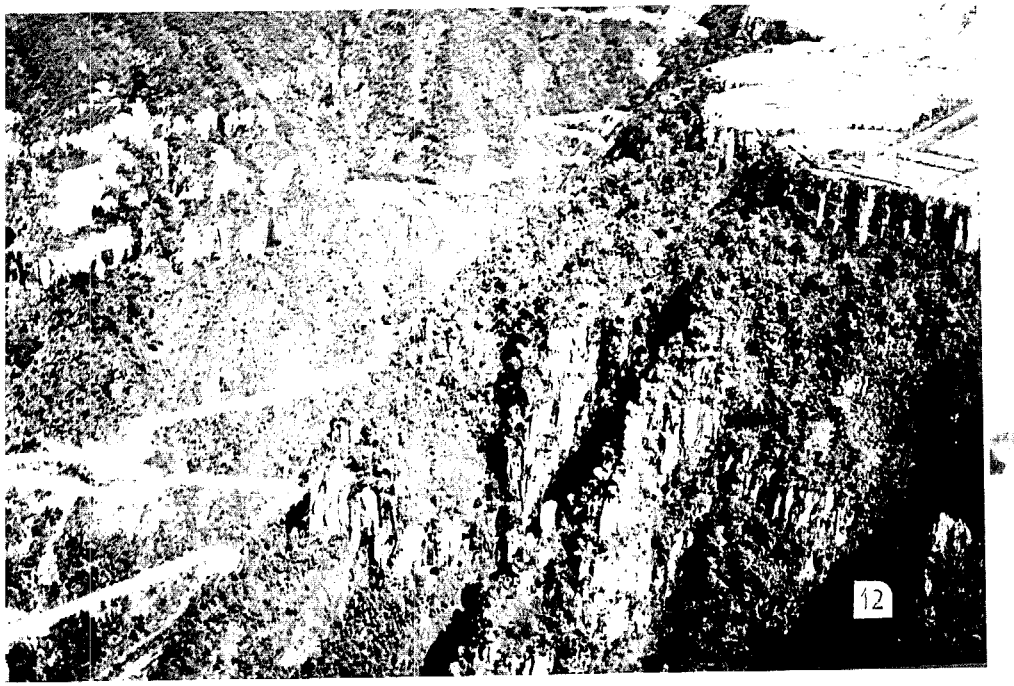
Foto 12 - Serra do Rio do Rastro; percebe-se o mirante no canto superior direito, localizado ao norte da parte da SC 438 que desce a Serra. As rochas expostas são todas vulcânicas, entre 1100 e 1400 m de altitude. As porções areníticas localizam-se em altitudes inferiores. Foto de origem desconhecida.

Foto 13 - Topo da Serra do Rio do Rastro, 1-2 km ao sul da SC 438. São perceptíveis o alto dos paredões vulcânicos sendo encobertos pela neblina que sobe pelas escarpas e pequenas manchas de matinha nebular rodeadas por campos.

Foto 14 - Topo da Serra do Rio do Rastro, 1-2 km ao sul da SC 438. São perceptíveis uma estreita faixa de matinha nebular cercada por vegetação campestre e a neblina que sobe ao longo das escarpas e cânions.

Foto 15 - Topo da Serra do Rio do Rastro, 1,2 km ao sul da SC 438. São perceptíveis uma estreita faixa de matinha nebular (cercada por vegetação campestre), que ocupa as encostas e as porções menos íngremes das escarpas, e a neblina que sobe ao longo destas escarpas. Ao longo da matinha nebular, a vegetação campestre, supostamente antrópica, apresenta muita massa aérea morta e seca (fotografada em 4.VIII.2002).

Fotos: Daniel B. Falkenberg, exceto a 12





13

14

15



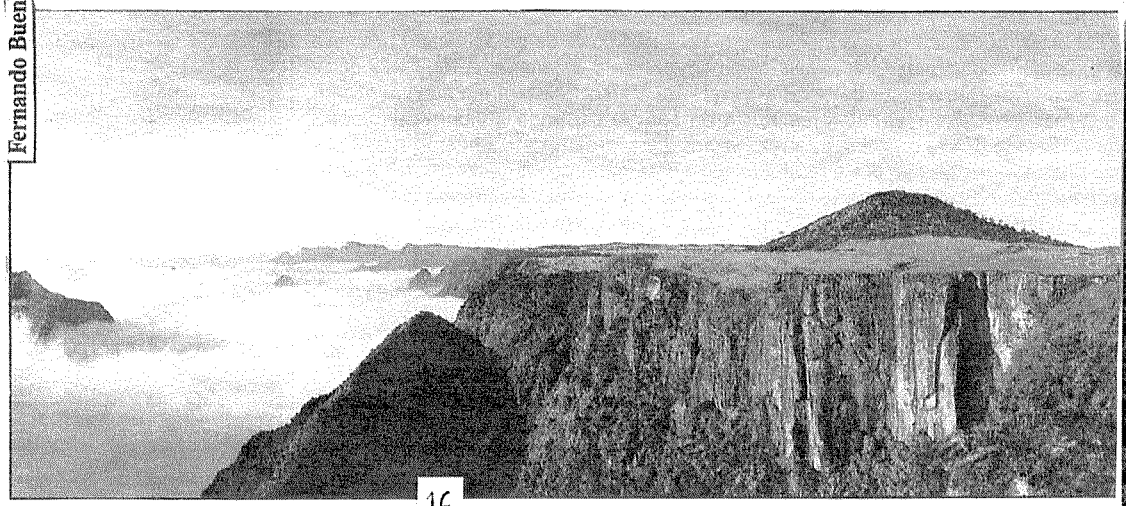


Foto 16 - Aparados próximo do Monte Negro (elevação à direita), ao norte da Serra da Rocinha. Foto de Fernando Bueno (Porto Alegre).

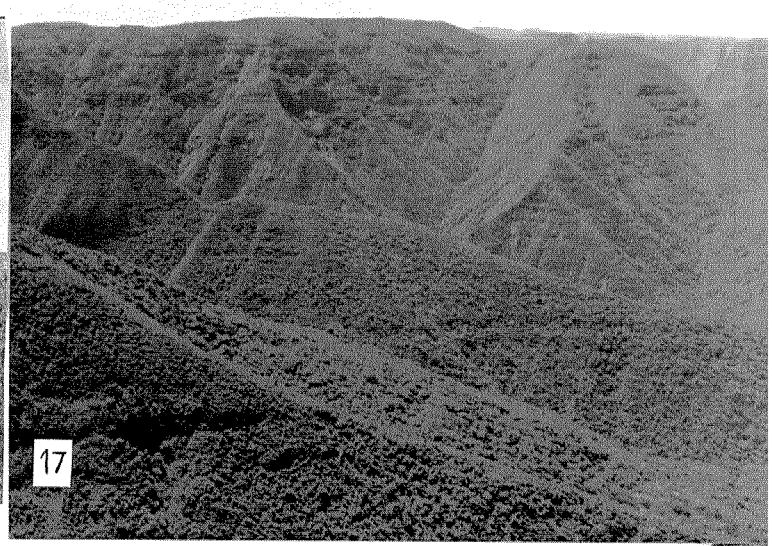
Fotos 17 e 18 - Serra da Rocinha. Na Foto 18, percebe-se uma pequena faixa de matinha nebular próxima à encosta.

Foto 19 - Alto Rio Figueira (Timbé do Sul), um pouco ao sul da Serra da Rocinha, após a catastrófica chuva de 23 de dezembro de 1995. Foto de Joel Pellerin (Departamento de Geociências, CFH, UFSC).

Fotos 17 e 18: Daniel B. Falkenberg

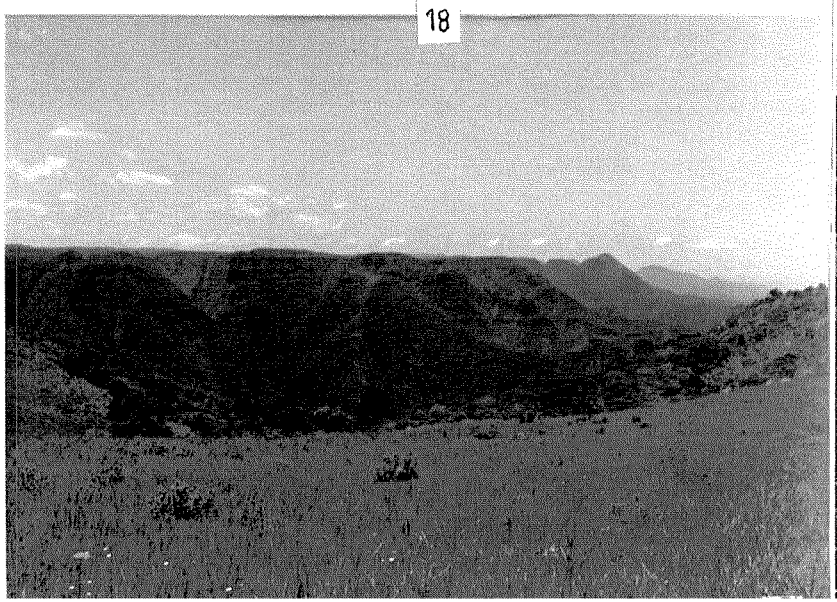


16



17

FOTO: JOEL PELLERIN



18



19

Foto 20 - Serra do Corvo Branco, sem a freqüente neblina, com áreas de vegetação rupícola (VR), transições VR/matinha nebular e matinha nebular na parte mais alta. À direita, contra o céu, são perceptíveis as copas de *Mimosa scabrella* Bentham (bracatinga, Fabaceae-Mimosoideae). Na parte inferior da foto, o contato rocha vulcânica/rocha arenítica.

Foto 21 - Parte superior da Serra do Corvo Branco, evidenciando o contato entre as rochas vulcânicas (cinza, superiores) e as areníticas (rosadas, inferiores), a cerca de 1250-1300 m de altitude. Na VR, percebe-se o domínio de Poaceae.

Foto 22 - Aparecem, contra o céu, as copas de alguns indivíduos de *Mimosa scabrella* Bentham (bracatinga), a cerca de 1250 m de altitude. No centro da foto, percebe-se o contato rocha vulcânica-arenito; a rocha vulcânica é acinzentada e superior, e o arenito é marrom-claro-tendendo-a-bege e inferior. Local: Serra do Corvo Branco.

Foto 23 - Contato entre rocha vulcânica e arenítica, na Serra do Rio do Rastro, a 780 m de altitude.

Fotos: Daniel B. Falkenberg

21

23

20

22

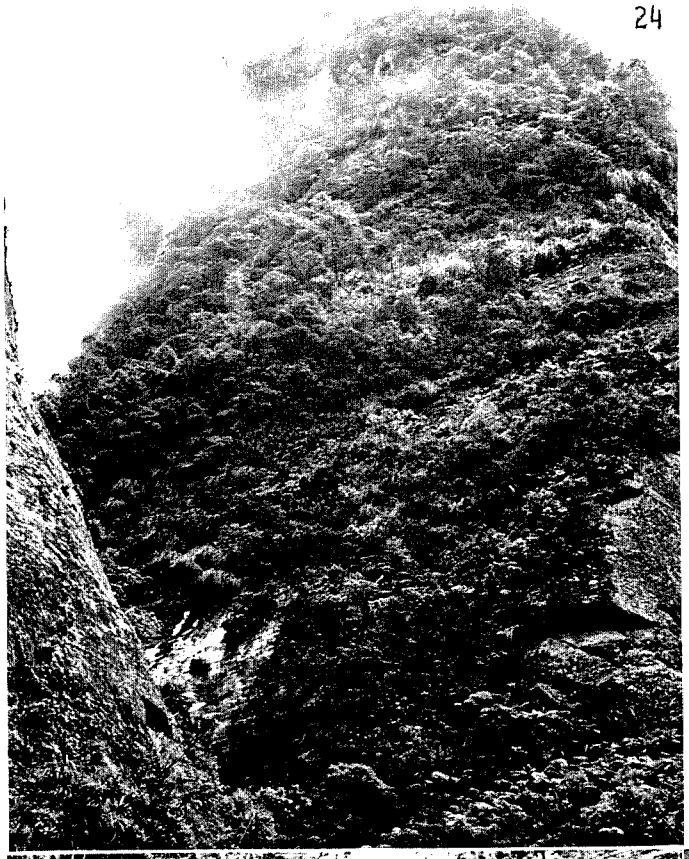
Foto 24 - Serra do Corvo Branco, com a freqüente neblina, com áreas de vegetação rupícola (VR), transições VR/matinha nebular e matinha nebular na parte mais alta.

Foto 25 - Serra do Corvo Branco, evidenciando a importância de rachaduras, fendas, degraus e irregularidades na superfície rupestre para o estabelecimento de plantas vasculares.

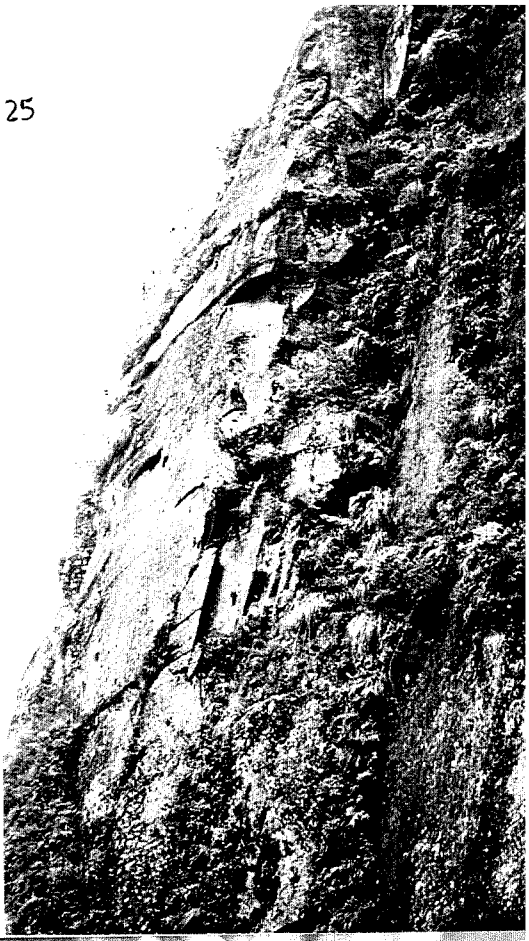
Foto 26 - Serra do Corvo Branco, paredão arenítico com freqüente escorrimento de água, favorecendo o desenvolvimento de crostas de algas e tufos de *Cortaderia vaginata* Swallen (Poaceae), graminóide endêmico dos Aparados catarinenses.

Foto 27 - *Calyptrimalva catharinensis* Krapovickas (Malvaceae), na Serra do Corvo Branco, evidenciando o caráter muito ornamental da espécie. O gênero é endêmico dos Aparados catarinenses, ocorrendo tanto em beira de matinha nebular como na vegetação rupícola.

Fotos: Daniel B. Falkenberg



24



25



26



27

Foto 28 - Liquens (à esquerda, cinzentos, em área seca) e musgos (em área onde ocorre escorrimento d'água) em paredão arenítico na Serra do Corvo Branco. Percebe-se grande quantidade de plantas jovens instalando-se sobre o tapete de briófitos.

Foto 29 - Tapete denso e alto (mais de 10 cm) de musgos sobre rocha arenítica na Serra do Corvo Branco, já ocupado também por *Utricularia reniformis* Saint-Hilaire (Lentibulariaceae) e *Machaerina austrobrasiliensis* Strong (Cyperaceae).

Foto 30 - Hepáticas (*Marchantia* sp.) e pequenos musgos formando tapete em paredão arenítico na Serra do Corvo Branco, permitindo o estabelecimento de *Blechnum* sp., *Machaerina austrobrasiliensis* Strong, *Utricularia reniformis* Saint-Hilaire, *Escallonia* sp., espécies de Poaceae, etc.

Foto 31 - Tapete formado por *Selaginella microphylla* (Kunth) Spring (evidente em toda a borda inferior do tapete) e pequenas moitas de musgos sobre paredão vulcânico na Serra do Rio do Rastro, permitindo a instalação de *Oxalis* sp., *Sinningia* sp., *Begonia squamipes* Irmscher, espécies de Poaceae, etc., e funcionando também como acumulador de biomassa que despenca de áreas próximas.

Fotos: Daniel B. Falkenberg

29

31

28

30

Foto 32 - Pequena turfeira com *Sphagnum* sobre rocha arenítica na Serra do Corvo Branco, a 1050 m de altitude. Ali, desenvolvem-se *Tibouchina ramboi* Brade, *Escallonia petrophila* Rambo & Sleumer, *Blechnum* sp., etc.

Foto 33 - *Gunnera manicata* Linden, na Serra do Corvo Branco, com suas gigantescas folhas.

Foto 34 - *Brasilicactus graessneri* (Schumann) Backeberg (Cactaceae), no km 6,5 da estrada que sobe para o Morro da Igreja, onde parece desenvolver-se apenas sobre tapetes de musgos.

Foto 35 - *Berberis kleinii* J.R. Mattos (Berberidaceae), arbusto endêmico dos Aparados, fotografado em beira de matinha nebular no Morro da Igreja, mas também encontrado na vegetação rupícola.

Fotos: Daniel B. Falkenberg

33

35

32

34

Foto 36 - Aspecto do exterior da matinha nebular amostrada fitossociologicamente no Morro da Igreja.

Foto 37 - Vista do interior da matinha nebular amostrada fitossociologicamente no Morro da Igreja. Nas áreas mais conservadas e pouco influenciadas pelo gado, a densidade da submata é alta.

Foto 38 - Vista do interior da matinha nebular amostrada fitossociologicamente no Morro da Igreja. Nos troncos das árvores, percebe-se a grande abundância de criptógamas epifíticas, em muitos casos pendentes. A densidade da submata é alta, já que a influência do gado é pequena.

Foto 39 - Aspecto do interior de uma matinha nebular bastante impactada pelo gado no Morro da Igreja, num local dominado por *Myrceugenia regnelliana* (Berg) Legrand & Kausel (Myrtaceae). A submata foi praticamente eliminada pelo pastoreio e restou apenas a cobertura arbórea.

Fotos: Daniel B. Falkenberg


36


37


38


39

Foto 40 - Vista externa da matinha nebular (MN) amostrada fitossociologicamente na Serra do Rio do Rastro. Ao fundo, percebe-se a neblina que subiu ao longo da escarpa, penetrando pela MN, cobrindo-a e começando a se espalhar por toda a borda dos Aparados. À frente da MN, vegetação campestre supostamente antrópica, com muita massa aérea morta e seca (fotografada em 4.VIII.2002).

Foto 41 - Vista do interior da matinha nebular amostrada fitossociologicamente no Morro da Igreja. Nas áreas mais conservadas e sem influência do gado, a densidade da submata é alta. Ao centro, um exemplar de *Siphoneugena reitzii* Legrand (Myrtaceae) recentemente derrubado (durante o ano de 2002), que abriu uma pequena clareira no local, dentro da área de parcelas.

Foto 42 - Aspecto do exterior da matinha nebular amostrada fitossociologicamente na Serra do Rio do Rastro. À frente da matinha nebular, vegetação campestre supostamente antrópica.

Foto 43 - Desmatamento parcial junto às parcelas do levantamento fitossociológico na Serra do Rio do Rastro. Mesmo com a retirada de apenas parte das árvores, é perceptível a instalação de graminóides e ciperáceas sob as copas e entre as árvores restantes.

Fotos: Daniel B. Falkenberg

41
43
40
42

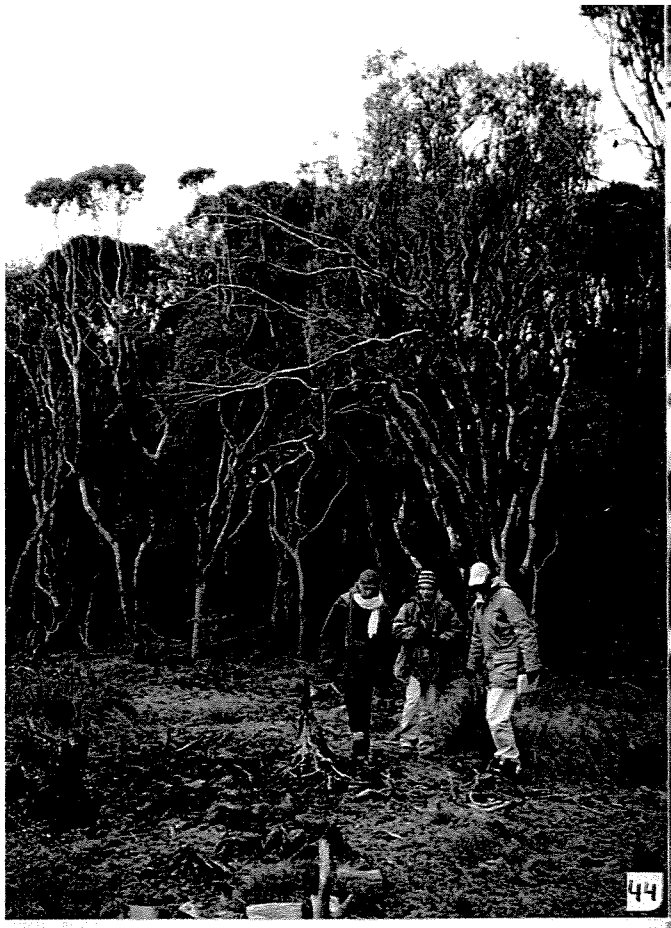
Foto 44 - Área recentemente desmatada junto às parcelas do levantamento fitossociológico na Serra do Rio do Rastro. Percebe-se o denso esgalhamento das árvores em baixas alturas e o caráter tortuoso da maioria dos ramos, bem como a concentração de folhas somente no ápice destes. A vegetação campestre já está se instalando nesta grande clareira.

Foto 45 - *Sophronitis coccinea* (Lindley) Reichenbach f. (Orchidaceae) na matinha nebular do Morro da Igreja, misturada com algumas folhas de *Polypodium typicum* Fée (Polypodiaceae), sobre tronco de *Drimys angustifolia* Miers (casca-de-anta, Winteraceae).

Foto 46 - Vegetação campestre nas proximidades da matinha nebular amostrada fitossociologicamente na Serra do Rio do Rastro. Grandes áreas de erosão são percebidas, supostamente originadas por interação entre queimadas freqüentes que reduzem a cobertura do solo e o deixam parcialmente exposto logo após elas, certa declividade (ca. 15%), pastoreio e grandes umidade e precipitação.

Foto 47 - Detalhe do solo sob vegetação campestre na Serra do Rio do Rastro, muito similar ao solo encontrado sob matinha nebular tanto aí quanto no Morro da Igreja.

Fotos: Daniel B. Falkenberg





46





Resumo

As encostas muito declivosas e as escarpas e os paredões rochosos dos Aparados da Serra Geral, vulcânicos nas partes mais altas, mas com porções areníticas expostas em partes mais baixas, são a borda leste do Planalto Sul-Brasileiro no sul de Santa Catarina (SC) e nordeste do Rio Grande do Sul (RS), onde as altitudes caem de 1000-1800 m no topo da Serra Geral para 100-800 m no sopé dela, ao longo de estreita faixa NE-SW (27°48'–29°21' S e 49°15'–50°10' W). A vegetação rupícola (**VR**) domina as porções mais íngremes, às vezes verticais (daí o nome "Aparados"), e originalmente era rodeada pela Mata Atlântica que ocupava as áreas com relevo mais suave, mas esta atualmente está praticamente restrita a áreas de acesso muito difícil ou a estágios da sucessão florestal ou a matas secundárias. A matinha nebular (**MN**) pode ser considerada o extremo superior do gradiente altitudinal da Mata Atlântica na região; suas árvores baixas (em geral com 6-8 m de altura), com folhas pequenas, têm os troncos e ramos densamente cobertos por epífitos, especialmente criptogâmicos. As comunidades de plantas da VR e da MN aqui amostradas em geral ocupam habitats inóspitos e quase sempre íngremes, localizados entre a mata atlântica de encosta (acima dela) e a vegetação planaltina (mata com *Araucaria angustifolia* [=pinhal] ou campo [seco, úmido ou turfoso]).

Verificamos a composição e abundância de espécies vasculares da VR e da MN através de levantamento semiquantitativo em 4 áreas: Serra do Corvo Branco (SC), Morro da Igreja (SC), Serra do Rio do Rastro (SC) e Serra da Rocinha (SC/RS). No Morro da Igreja (a 1710 m de altitude, município de Urubici) e na Serra do Rio do Rastro (a 1400 m de altitude, município de Bom Jardim da Serra), estabelecemos 20 e 22 parcelas (de 10 m x 10 m) em cada, para a amostragem quantitativa das MNs, identificando todos os indivíduos arbóreos (DAP>5 cm) e também os epifíticos e terrícolas não-arbóreos. Todo o material coletado foi depositado no Herbário FLOR, do Departamento de Botânica da UFSC (ca. 4.000 exsicatas), com duplicatas no Herbário UEC, da Unicamp.

Encontramos **871** espécies vasculares, distribuídas em 368 gêneros e 119 famílias. Foram **461** espécies na MN (das quais 166, ou 36%, foram, neste levantamento, exclusivas desta formação), **642** na VR (sendo 359 exclusivas, ou 56%) e **281** na transição VR/MN (apenas 11 exclusivas, ou 4%); 61% das espécies foram exclusivas de um tipo de comunidade, 20% (177 espécies) ocorreram nos 3, e as demais ocorreram em 2 tipos: 65 somente na MN e VR, 52 só na MN e transição e 41 apenas na VR e transição. A flora vascular regional destas formações apresenta no mínimo 570 espécies de dicotiledôneas, 189 de monocotiledôneas (a mesma proporção da flora mundial, 3:1), uma de gimnosperma e 111 de pteridófitas (13% da flora encontrada neste estudo).

As **famílias** mais ricas foram Asteraceae (150 espécies, representando 17% do total de espécies), Poaceae (76 espécies, ou 9% da riqueza total), Cyperaceae (32), Melastomataceae (30), Orchidaceae (28), Solanaceae (27), Polypodiaceae (24), Myrtaceae (23), Fabaceae (21), Rubiaceae (18), Apiaceae (16), Bromeliaceae (16), Dryopteridaceae (15) e Euphorbiaceae (14). As 10 famílias mais ricas representaram quase metade (49%) do total de espécies. As **famílias** mais ricas na **VR** foram Asteraceae (119 espécies), Poaceae (72), Cyperaceae (24), Fabaceae (20), Orchidaceae (19), Polypodiaceae (17), Rubiaceae (17), Apiaceae (15), Bromeliaceae (15), Melastomataceae (15) e Solanaceae (15). As **famílias** mais ricas nas **MNs** foram Asteraceae (86 espécies), Melastomataceae (26), Myrtaceae (22), Poaceae (19), Solanaceae (18), Polypodiaceae (17), Cyperaceae (14), Dryopteridaceae (10) e Orchidaceae (9).

Baccharis foi o **gênero** com mais espécies (37, ou mais de 4% da riqueza total), apresentando mais espécies que qualquer família, exceto Asteraceae e Poaceae; outros gêneros ricos foram *Eupatorium* (21), *Leandra* (18), *Solanum* (18), *Begonia* (12), *Myrceugenia* (12), *Lycopodium* (11), *Senecio* (11), *Polypodium* (10), *Blechnum* (9), *Paspalum* (9), *Tibouchina* (9) e *Vernonia* (9), novamente comprovando a importância de Asteraceae. Os **gêneros** mais ricos na **VR** foram *Baccharis* (27), *Eupatorium* (17), *Begonia* (11), *Lycopodium* (10), *Senecio* (10), *Paspalum* (9), *Polypodium* (8), *Eryngium* (8), *Gamochaeta* (8), *Solanum* (8) e *Tibouchina* (8). Os **gêneros** mais ricos nas **MNs** foram *Baccharis* (29), *Leandra* (18), *Solanum* (16), *Eupatorium* (14), *Myrceugenia* (12), *Asplenium* (8), *Blechnum* (8), *Begonia* (8), *Mikania* (7) e *Senecio* (7).

Em cada área amostrada, a riqueza de espécies do conjunto das comunidades da VR e MN foi relativamente pouco variável, apresentando um total de cerca de 450 espécies em cada área. A Serra do Rio do Rastro apresentou o maior número de espécies (529), seguida pela Serra do Corvo Branco (461), pelo Morro da Igreja (420) e pela Serra da Rocinha (413).

Das 705 espécies rupícolas ou de transições VR/MN, 58 da VR e 3 das transições são endêmicas restritas aos Aparados. Apenas 10% das espécies rupícolas foram registradas em todas as áreas amostradas. Apresentamos observações florísticas, fitofisionômicas, ecológicas e sobre conservação de espécies e comunidades rupícolas, bem como suposições sobre aspectos da dinâmica da VR, incluindo interações positivas, construtores do ecossistema e facilitação.

Das 512 espécies das MNs ou de transições VR/MN, 44 da MN e 6 das transições são endêmicas restritas aos Aparados. Cerca de 25% das espécies das MNs foram encontradas em todas as áreas amostradas, percentual muito superior ao registrado pelas espécies da VR, e que parece indicar um conjunto de espécies relativamente constante nestas MNs. Revisamos as interpretações e circunscrições adotadas por diferentes autores para as MNs sul-brasileiras, e apresentamos observações florísticas, fitofisionômicas e ecológicas sobre a vegetação das MNs, bem como sobre a sucessão secundária nestas e aspectos fitopaleoecológicos.

Fizemos uma discussão florístico-fitossociológica de cada um dos 3 componentes (arbóreo [DAP>5cm], epifítico e terrícola não-arbóreo) das MNs amostradas nas duas áreas, bem como uma análise das características pedológicas e de prováveis influências destas sobre o componente arbóreo das MNs, e ainda discutimos possíveis fatores determinantes da baixa estatura das árvores das MNs.

A conservação das MNs é apresentada inicialmente na forma de algumas linhas-mestras ou possíveis bases de uma política preservacionista, aprofundadas e referenciadas posteriormente. Três problemas muito graves e amplamente ocorrentes nas MNs dos Aparados são a fragmentação, as queimadas e o pastoreio do gado no interior dos remanescentes. A grande e crescente redução da área ocupada pelas MNs ameaça seu futuro, se for mantida tal tendência por algumas décadas. A quase inexistência de MNs nas áreas mais planas é conseqüência desta enorme destruição. É necessária a preservação mesmo dos mais ínfimos fragmentos restantes, a fim de possibilitar uma mais rápida recuperação dos remanescentes e uma ampliação da superfície ocupada por eles. As bordas dos atuais fragmentos mostram tendência de adensamento e regeneração da sua vegetação, desde que o gado e o fogo sejam eliminados e que não ocorram novos desmatamentos; isto permitiria a redução dos efeitos de borda hoje presentes em grande parte destes remanescentes.

A ação dos bovinos sobre as plantas florestais é tão intensa que causa impactos não ocorridos anteriormente nas MNs em termos de herbivoria e pisoteio, dado o elevado consumo de fitomassa e a grande massa corporal deles, que sobrepujam disparadamente qualquer animal nativo. O gado abriu inúmeras trilhas no interior dos remanescentes das MNs e destruiu grande parte da submata de cada um destes, afetando terrivelmente a regeneração de praticamente todas as espécies arbóreas aí existentes e também de muitas espécies arbustivas, além de aparentemente beneficiar certas espécies herbáceas, algumas das quais talvez nem ocorressem (ou não fossem antes tão abundantes) no interior das MNs. É necessário impedir o acesso dos bovinos ao interior dos fragmentos para garantir a regeneração natural das espécies lenhosas aí existentes.

As queimadas provocadas pelos pecuaristas são a prática mais antiga de manejo da vegetação na região, tendo sido responsáveis pela destruição da grande maioria das MNs planaltinas e pela imensa ampliação das áreas ocupadas por vegetação campestre ou por vassourais. Os campos são queimados anual ou bienalmente, mas o fogo não se restringe a eles e alastra-se pelas capoeiras e bordas dos remanescentes florestais, chegando às vezes a queimar áreas do interior das MNs e até fragmentos inteiros. As espécies florestais são afetadas e aparentemente prejudicadas pelas queimadas freqüentes, que acabam favorecendo espécies heliófilas e especialmente as campestres mais tolerantes ao fogo.

Os 3 Parques Nacionais criados nos Aparados ainda não foram plenamente implantados. O P.N. de Aparados da Serra já foi parcialmente desapropriado e recentemente teve grandes melhorias em sua estrutura de funcionamento, mas os 2 maiores (P.N. da Serra Geral e P.N. de São Joaquim) carecem de qualquer delimitação, desapropriação de áreas, sede ou estrutura física e fiscalização permanente, reduzindo-se na realidade a meros nomes usados em mapas, decretos, placas, publicações e relatórios governamentais, sem qualquer pedaço efetivamente implantado ou funcionando.

Cerca de 10% das espécies das MNs dos Aparados são endemismos restritos a esta região. Suas distribuições bastante reduzidas as tornam espécies relativamente ameaçadas em decorrência de sua intrínseca raridade geográfica, o que significa um provável risco grande de extinção em curto prazo, diante das 3 grandes ameaças já apontadas e de outros fatores que causem problemas à sobrevivência delas (pequeno tamanho populacional, ausência/redução de polinizadores ou dispersores, competição com espécies campestres, etc.).

Abstract

The steep cliffs and rocky escarpments of the Aparados da Serra Geral, volcanic in the higher parts but with exposed arenitic portions in lower parts, are the eastern abrupt ending of the Planalto Sul-Brasileiro in south of the state of Santa Catarina (SC) and in the northeast of the state of Rio Grande do Sul (RS), south Brazil. Altitudes diminish from 1000-1800 m at the top of the Serra Geral to 100-800 m in the base of this Serra, along a narrow strip with orientation NE-SW (27°48'–29°21' S and 49°15'–50°10' W). The rupicolous vegetation (**VR**) dominates the steepest portions, even vertical cliffs, and was originally encircled by the Brazilian Atlantic Forest, which occupied the regions with less steep relief, but this forest is almost restricted today to regions with very difficult access or to successional stages or to secondary forests. The elfin cloud forest or mossy forest (**MN**; "matinha nebular") may be considered the highest zone of the altitudinal gradient of the Atlantic Forest in the Aparados; its low trees (in general 6-8 m tall), with small leaves, have trunks and branches densely covered by epiphytes (specially cryptogamic ones). The VR and MN plant communities sampled here in general occupy inhospitable and steep habitats, situated between the slope atlantic forest (above this) and the planaltine vegetation (forest with *Araucaria angustifolia* ["pinhal"] or grassland [dry, wet, or peaty "campo"]).

We have verified the composition and abundance of vascular plant species in the VR and MN by means of semiquantitative survey in 4 areas: Serra do Corvo Branco (SC), Morro da Igreja (SC), Serra do Rio do Rastro (SC), and Serra da Rocinha (SC/RS). In Morro da Igreja (at 1710 m above sea level, in Urubici) and Serra do Rio do Rastro (at 1400 m a.s.l., in Bom Jardim da Serra), we have established 20 and 22 plots (10 m x 10 m) in each site, to the quantitative sampling of the MNs, identifying all trees (DBH>5 cm) and also the epiphytic and non-arboreal terricolous individuals. Ca. 4,000 specimens were included in Herbário FLOR (Departamento de Botânica da UFSC), with duplicates in Herbário UEC (Departamento de Botânica da Unicamp).

We have found **871** vascular species, distributed in 368 genera and 119 families. There were **461** species in MN (from those, 166, or 36%, were, in this study, exclusive from MN), **642** in VR (being 359 exclusive, or 56%), and **281** in transition VR/MN (only 11 exclusive, or 4%); 61% of all species were exclusive from one type of community in this survey, 20% (177 species) occured in the 3, and the other occured in 2 types: 65 only in MN and VR, 52 only in MN and transition, and 41 only in VR and transition. The regional flora from these formations presents 570 dicotyledons, 189 monocotyledons (the same proportion of the world flora, 3:1), one gymnosperm, and 111 pteridophytes (corresponding to 13% of this flora).

The richest **families** were Asteraceae (150 species, representing 17% of the richness), Poaceae (76 species, or 9% of the richness), Cyperaceae (32), Melastomataceae (30), Orchidaceae (28), Solanaceae (27), Polypodiaceae (24), Myrtaceae (23), Fabaceae (21), Rubiaceae (18), Apiaceae (16), Bromeliaceae (16), Dryopteridaceae (15), and Euphorbiaceae (14). The 10 richest families represented almost half (49%) of the total flora. The richest **families** in **VR** were Asteraceae (119 species), Poaceae (72), Cyperaceae (24), Fabaceae (20), Orchidaceae (19), Polypodiaceae (17), Rubiaceae (17), Apiaceae (15), Bromeliaceae (15), Melastomataceae (15), and Solanaceae (15). The richest **families** in **MNs** were Asteraceae (86 species), Melastomataceae (26), Myrtaceae (22), Poaceae (19), Solanaceae (18), Polypodiaceae (17), Cyperaceae (14), Dryopteridaceae (10), and Orchidaceae (9).

Baccharis was the richest **genus** (37 species, more than 4% of the richness), presenting more species than any family except for Asteraceae and Poaceae; other rich genera were *Eupatorium* (21), *Leandra* (18), *Solanum* (18), *Begonia* (12), *Myrceugenia* (12), *Lycopodium* (11), *Senecio* (11), *Polypodium* (10), *Blechnum* (9), *Paspalum* (9), *Tibouchina* (9), and *Vernonia* (9), again proving the great importance of Asteraceae. The richest **genera** in **VR** were *Baccharis* (27), *Eupatorium* (17), *Begonia* (11), *Lycopodium* (10), *Senecio* (10), *Paspalum* (9), *Polypodium* (8), *Eryngium* (8), *Gamochaeta* (8), *Solanum* (8), and *Tibouchina* (8). The richest **genera** in **MNs** were *Baccharis* (29), *Leandra* (18), *Solanum* (16), *Eupatorium* (14), *Myrceugenia* (12), *Asplenium* (8), *Blechnum* (8), *Begonia* (8), *Mikania* (7), and *Senecio* (7).

In each sampled area, the species richness from the joined VR and MN communities was relatively little varied, presenting a total of 450 species in each local flora. Serra do Rio do Rastro showed the highest richness (529 species), followed by Serra do Corvo Branco (461), Morro da Igreja (420), and Serra da Rocinha (413).

Of the 705 species found in VR or in transitions VR/MN, 58 species of VR and 3 of transitions were strict endemics to Aparados. Only 10% of the rupicolous species were registrated in all sampled areas. We have presented floristic, phytophysiognomic, and ecological observations of the VR, as well as considerations about conservation of rupicolous species and communities, and dynamic aspects of the VR, including positive interactions, ecosystem engineers, and facilitation.

Of the 512 species found in MNs or in transitions VR/MN, 44 species of MN and 6 of transitions were strict endemics to Aparados. About 25% of the MN species were registrated in all surveyed areas, a higher percentage than that found in the VR species; this may indicate a nucleus of species relatively constant in these MNs. We have revised the interpretations and circumscriptions adopted by different authors to the south Brazilian MNs, and we have also presented floristic, phytophysiognomic, and ecological observations about the MNs, as well as about the secondary succession in them and about phytopaleoecological aspects.

We have presented a floristic-phytosociological discussion about each of the 3 components (arboreal [DBH>5cm], epiphytic, and non-arboreal terricolous) from the sampled MNs in 2 areas, as well as an analysis of the pedological characteristics and the possible influences from these on the arboreal component, and we have also discussed probable factors determining the low stature of the trees in the MNs.

The conservation status of the MNs is presented first in the form of an outline of the possible bases to a preservation strategy, deepened and referenced in a second moment in this thesis. Three very serious problems, with wide occurrence in the MNs, are the fragmentation, the burns, and the grazing of cattle within MN remnants. The great and increasing reduction in occupied area by MNs threats the future of these forests in the next decades. The almost inexistence of MNs in plane areas is consequence of this huge destruction. The preservation of even the lowermost fragments of MN is necessary to allow a fast recuperation of the remnants and an amplifying of the surface occupied by them. The margins of the fragments show tendency to densification and regeneration of the vegetation, when/where cattle, fire and new deforestations are eliminated; this would reduce the edge effects that occur now in most of these remnants.

The action of bovines on forest plants is so intense that causes impacts not seen before in the MNs regarding herbivory and trampling, due to the high consumption of phytomass and the great corporeal mass of these animals, ever so much bigger than any native herbivore. The cattle has opened innumerable trails within MN remnants and has destroyed great part of the ground-layer of each fragment, affecting severely the regeneration of almost all tree species and also many shrub species, beside apparently to benefit several herbaceous species, which we suppose that could not occur (or would not be so abundant) within MNs 2 or 3 centuries ago. Only by preventing the entry of bovines within the fragments will it be possible to guarantee the natural regeneration of MN woody species.

The burns caused by ranchers are the oldest known practice of vegetation management in the Aparados, being responsible for the destruction of a great number of MNs and by an immense amplifying of areas occupied by grasslands or earlier successional forest stages. The grasslands are burned annually or biennially, but the fire is not restricted to prairie vegetation and spread out by edges of the MN remnants and successional forest stages, sometimes burning areas within MNs and also until entire forest fragments. Most forest plant species are affected and apparently harmed by frequent fires, which favor heliophilous species and specially the grassland species more tolerant to the burns.

The 3 National Parks (P.N.) created in the Aparados were not completely established yet. The P.N. de Aparados da Serra was partially dispossessed and recently had great improvements in its functional structure. The two largest reserves (P.N. da Serra Geral and P.N. de São Joaquim), however, have no delimitation, no headquarters, no physical structure, and no permanent fiscalization either; no payment of the lands included in the reserves was made by Federal government to the landowners, and these continue to explore their domains with cattle, deforestation, and fire. Both Parks, in truth, are reduced to mere names used in maps, decrees, plates, publications and governmental reports, without anything really established or functioning.

About 10% of the MN plant species in the Aparados are strict endemics from this region. Their reduced distributions turn them into relatively threatened species due to their intrinsic geographic rarity; this means a probable great risk of extinction in short time, due to the 3 most serious problems already mentioned and to other factors that may cause difficulties to their survival (small population size, absence/reduction of pollinators or seed dispersers, competition with grassland species, etc.).

capítulo 1 – Introdução

"... the chance of evolution of a tolerant genotype has not been equal for all potentially limiting environmental factors. An environmental factor for which this chance has been small may be designated 'harsh'. ... Many more families, genera and species are tolerant of relatively severe drought or soils very low in available nutrients than are tolerant of waterlogging, salt or winter cold – even fewer tolerate persistent and extreme cold." (Grubb 1987).

[... a oportunidade de evolução de um genótipo tolerante não foi igual para todos os fatores ambientais potencialmente limitantes. Um fator ambiental para o qual esta probabilidade tenha sido pequena pode ser considerado 'adverso'. ... Muito mais famílias, gêneros e espécies toleram seca relativamente severa ou solos com muito baixo nível de nutrientes disponíveis, que os táxons que toleram alagamento, salinidade ou inverno frio – e ainda menos táxons toleram frio extremo e persistente.]

Faremos neste capítulo uma apresentação geral da tese e dos próximos 5 capítulos, nos quais desenvolveremos os temas que nos pareceram prioritários sobre 2 tipos de comunidade de plantas dos Aparados da Serra Geral. Esta região corresponde à margem leste do Planalto Sul-Brasileiro, no sul de Santa Catarina (SC) e nordeste do Rio Grande do Sul (RS), onde a Serra Geral possui escarpas muito íngremes ou mesmo precipícios verticais de centenas de metros de altura. O estudo da vegetação vascular herbáceo-arbustiva destes paredões rochosos íngremes dos Aparados, aqui chamada **vegetação rupícola (VR)**, bem como da vegetação da **matinha nebular (MN)** que ocorre aí em porções com algum solo e nas áreas planaltinas junto a estes paredões, é o nosso objetivo fundamental. Buscamos destacar aspectos gerais da vegetação da região e de cada uma das 4 áreas amostradas (capítulo 2) e aspectos específicos de cada tipo de comunidade (VR e MN) na região como um todo e dentro de cada área (capítulos 3 e 4). Comparações florísticas com outros trabalhos já publicados foram feitas no âmbito regional (capítulo 2) ou, quando possível, no nível de tipo de comunidade: rupícola (capítulo 3) ou de mata altimontana (capítulo 4).

O segundo capítulo traz uma descrição geral da região, das 4 áreas amostradas e dos métodos florístico-taxonômicos usados, bem como uma lista das espécies encontradas. O terceiro capítulo mostra aspectos da VR e a sua flora, o mesmo sendo feito no quarto capítulo em relação à MN, que é o extremo superior do gradiente altitudinal da Mata Atlântica na região. O quinto capítulo é dedicado a uma análise quantitativa da vegetação (especialmente arbórea) da MN e a suas possíveis inter-relações com as características pedológicas. O sexto capítulo tenta uma abordagem mais ampla, buscando discutir aspectos da conservação das MNs sul-brasileiras dentro do contexto da moderna biologia da conservação e das matas neotropicais; esta abordagem é apresentada em duas versões, uma resumida ("linhas mestras") e uma bem mais ampla e detalhada. A bibliografia citada em cada capítulo está incluída no final dele, tornando-o relativamente independente dos demais e concentrando as referências sobre os assuntos ali tratados. Nossos **resultados** quase sempre não estão apresentados dentro de seções com tal título, já que muitas vezes preferimos misturá-los com informações provenientes da bibliografia; assim, tentamos criar seções que mostrassem os conhecimentos disponíveis que nos pareceram mais importantes sobre os tópicos escolhidos, independentemente da origem das informações e sem separarmos a revisão bibliográfica e os nossos dados. Porém, em geral não é difícil perceber se as informações vieram das nossas análises e observações ou se foram obtidas na bibliografia (então, com a citação da fonte).

É importante destacar o caráter exploratório e preliminar deste estudo, onde buscamos uma abordagem qualitativa e integrada de flora, fitofisionomia e habitat, permitindo um conhecimento inicial geral da região e servindo como base para outros estudos, detalhamentos, aprofundamentos e comparações. Isto porque as áreas com extensão muito reduzida destas formações (VR, MN), em relação às escalas geralmente adotadas em mapeamentos ou sensoriamento remoto, impedem que elas sejam individualizadas em quase todos estes trabalhos (apesar da vegetação e do relevo muito característicos e diferenciados) e contribuem para que as MNs sejam provavelmente o tipo de vegetação mais nebuloso e confundido no sul do Brasil, sem que se tenha delas sequer um levantamento florístico que inclua as espécies não-arbóreas.

Além de descrevermos os principais aspectos florísticos da VR e MN, bem como alguns aspectos fitossociológicos desta última, esperamos começar a responder, ao menos parcialmente, algumas questões:

1. Numa **escala regional**, como a composição florística e a riqueza de espécies variam com a latitude e a altitude? Nestes aspectos, há diferenças entre a VR (uma vegetação "aberta") e a MN (uma vegetação "fechada")? (capítulo 2).

2. Que formas de vida contribuem mais para a riqueza de espécies destas comunidades? Que famílias e gêneros dominam esta escala ecológica? Há variação entre as áreas analisadas ou entre os tipos de comunidade? (capítulos 2 a 4).

3. Numa **escala local**, como varia a composição florística, a riqueza de espécies, a estrutura da vegetação e o solo da MN? E que fatores pedológicos podem estar relacionados com a variação na distribuição de espécies deste tipo de comunidade de plantas? (capítulo 5).

4. É possível e/ou recomendável reconhecer as MNs como distintas de outras formações florestais? (capítulos 4 e 5).

5. Quais as principais ameaças à conservação das MNs e de suas espécies vegetais? Quais as implicações e/ou aplicações dos padrões (florísticos, fitossociológicos, fitogeográficos) observados para a conservação e o manejo das áreas amostradas e de regiões montanhosas similares no sul (e até certo ponto no sudeste) do Brasil? (capítulo 6).

Algumas considerações sobre certos pontos são necessárias antes de tratarmos mais detalhadamente das comunidades escolhidas. Tais pontos referem-se a algumas características abióticas, as quais parecem ser determinantes em ambos os tipos de comunidade (MNs e VRs) e fundamentais para a compreensão destes, e a aspectos ligados às escalas e abordagens escolhidas durante o desenvolvimento do trabalho, que possuem evidentes implicações em todos os resultados apresentados nesta tese.

1.1. Sobre favorabilidade, evolução e classificação

"A more frequent or more productive habitat leads to a higher abundance of its specialist. However, evolutionary rates depend on the frequencies with which habitats are encountered. Adaptation to less frequent habitats is much slower than adaptation to frequent habitats." (van Tienderen 1997).
[Um habitat mais freqüente ou mais produtivo leva a uma maior abundância de seu especialista. No entanto, as taxas evolutivas dependem das freqüências com que os habitats são encontrados. A adaptação a habitats menos freqüentes é muito mais lenta que a adaptação a habitats mais freqüentes.]

Muitos pesquisadores reconhecem uma divisão entre os ecossistemas ou habitats terrícolas conforme as condições abióticas, associando a elas noções como (ou graus de) severidade (Myster 2001), imprevisibilidade (Janzen 1970), instabilidade (Whittaker 1965; Huston 1979, 1994), restritividade, estresse, "harshness" (Huston 1979, Reich *et alii* 1992, Brown & Lomolino 1998:478, Belyea & Lancaster 1999, Whittaker *et alii* 2001, Vigdis & Birks 2002), adversidade (Southwood 1987), hostilidade, ou adjetivos/comparações como hostil (Rambo 1949), extremo, não-favorável, severo, rigoroso, não-estável (Whittaker 1965), imprevisível e/ou "harsh" (Parker Jr. *et alii* 1999) quando relacionados a condições mais problemáticas ou adversas. Estas se **contrapõem** a situações menos adversas, tratadas como favorabilidade (Whittaker 1965, Janzen 1970, Terborgh 1973, Huston 1979, Richerson & Lum 1980, Southwood 1987, Brown 1988, Brown & Lomolino 1998:479; com sentido obviamente distinto do usado por Rostirolla 1997), "equitability" (McNaughton & Wolf 1970), uniformidade (Janzen 1970), estabilidade, ou então favorável, menos severo, estável (Whittaker 1965), "relaxed" (Ewel & Bigelow 1996), benigno, persistente (Wright 2002), que de modo geral estão ligadas à variabilidade agregada tratada por Micheli *et alii* (2000).

Não se pode tratar tais noções como idênticas, já que nem todos aceitam que um pingüim seja considerado estressado por viver na Antártida ou um cacto, por sobreviver num deserto, embora tais habitats sejam adversos (Southwood 1987), só que tais organismos são altamente especializados em seus ambientes (Burrows 1990). Além disso, muitas espécies não somente toleram ambientes extremos, mas também crescem melhor neles e, inclusive, muitas vezes requerem tais condições extremas para reproduzir e se perpetuar (Madigan 2000), o que faz alguns autores considerarem que estresse é uma característica que depende da espécie (ou mesmo do indivíduo) e que, portanto, não pode ser um atributo de um habitat (Wilson & Lee 2000). Brown & Southwood (1987), Taylor *et alii* (1990) e Oksanen & Ranta (1992), no entanto, parecem tratar adversidade e estresse como sinônimos. Grubb (1987) enfatiza que "harshness" como discutida por ele

deve ser diferenciada dos conceitos de estresse senso Grime e adversidade senso Whittaker, já que estes 2 são definidos em termos de produtividade, mas também considera que os ambientes "harsh" não podem ser igualados aos periféricos ou não-mésicos de Terborgh (1973), o que nos parece duvidoso. "Harshness" senso Chesson & Huntly (1997) também se diferencia do estresse senso Grime, pois o inclui, mas ainda abrange o regime de perturbação, tratado como outro fator por Grime. Também Burrows (1990) diferencia estresse e perturbação, considerando-os como "pressões ambientais", enquanto Underwood (1989) considera o estresse como um dos tipos de perturbação. Parker Jr. *et alii* (1999) reconhecem alguns atributos de mudanças ambientais (nível de severidade ou previsibilidade, tipo de agente [biótico ou abiótico], etc.) que são necessários numa definição de estresse, mas infelizmente não propõem uma, preferindo enfatizar que o estresse pode legitimamente ser visto de diferentes perspectivas, como fazem Fonseca *et alii* (2000) e Wilson & Lee (2000).

Além dos óbvios efeitos sobre a aptidão dos indivíduos pouco ou não adaptados, os estresses ou as condições desfavoráveis também influenciam as taxas evolutivas das populações e espécies, gerando e mantendo variação genética (ou também influindo na expressão fenotípica, cf. Hoffmann & Merilä 1999:fig.1, Debat & David 2001, Pigliucci & Hayden 2001, Saxe *et alii* 2001, Finnegan 2002), podendo, assim, ser uma importante força evolutiva (Parsons 1988, 1990, 1991, 1992, 1993a,b, 1995, 1996a,b, 2001; Bradshaw & Hardwick 1989; Calow 1989; Grime 1989; Chapin III *et alii* 1993; Hoffmann & Hercus 2000; Stanton *et alii* 2000; Nevo 2001). Eles também apresentam implicações para a conservação (Parsons 1990, 1995, 1996a; todos especialmente sobre animais) e são apontados como determinantes na proporcionalidade da distribuição dos grandes grupos taxonômicos de plantas vasculares (Granville 1984). Ainda é interessante destacar que a adaptação, esperada como uma conseqüência lógica de alterações morfofisiológicas ou genéticas direcionadas pela seleção natural (Holt 1990; Bradshaw 1991, & Hardwick 1989; Linhart & Grant 1996; Ackerly *et alii* 2000) e considerada o principal mecanismo de especiação (Schemske 2000; ver ainda Schluter 2001, Via 2002), também muitas vezes é inibida pelo fluxo gênico (assimétrico e homogeneizante) em populações periféricas (García-Ramos & Kirkpatrick 1997, Lenormand 2002) ou é até mesmo mal-sucedida.

Esta última possibilidade é, inclusive, bem freqüente, pois, quando ameaçadas por uma mudança nas condições ambientais que aumente o nível de estresse, muitas populações migram (Huntley & Webb III 1989, Roy *et alii* 1996, Brown & Lomolino 1998, Hancock 2001, Nathan 2001, Lenormand 2002) para áreas menos estressantes (esta é a resposta mais comum no registro fóssil) ou extinguem-se ou evoluem, neste caso muitas vezes com alterações na distribuição ou abundância (Holt 1990, McCarty 2001). A adaptação é a resposta menos comum, ao menos através da análise de padrões evolutivos morfológicos perceptíveis nos fósseis (Hoffmann & Hercus 2000; mas ver Holt 1990, Hewitt 1996, Saxe *et alii* 2001). Além disso, a adaptação ótima é inatingível (Parsons 1988), e a base genética da adaptação é dificilmente identificada e quantificada (Mitchell-Olds 1995, Allard 1996, Debat & David 2001, Nevo 2001, Núñez-Farfán & Schlichting 2001, Travisano 2001, Yano 2001) e muito pouco conhecida (Orr 1998, Debat & David 2001, Pigliucci & Hayden 2001, Saxe *et alii* 2001).

Tudo isto torna necessário ter em mente as 3 amplas classes de explicação consideradas por Lechowicz (1984): filogenéticas, históricas e adaptativas, ainda que não sejam mutuamente exclusivas. Porém, não podemos cair no extremo muito bem criticado por Brown (1999) e Kelt & Brown (2000) de se exigir uma abordagem explicitamente filogenética (Funk & Brooks 1990) para todos os estudos biológicos comparativos, o que tem sido uma crescente, mas inaceitável, pressão da ortodoxia cladista, que ainda tenta se apropriar da [ou ser reconhecida **como a**] sistemática filogenética, o que é outra pretensão descabida. Os estudos do Quaternário são ricos em exemplos de espécies que apresentaram grandes alterações na sua distribuição geográfica, enquanto muito poucas responderam através de mudanças morfológicas no período (Huntley & Webb III 1989, Bradshaw 1991, Hoffmann & Hercus 2000; mas ver também Hewitt 1996 e Comes & Kadereit 1998, para uma outra abordagem, em parte contraditória), marcado por repetidas mudanças climáticas.

Um ponto de interesse histórico regional é que argumentação semelhante foi usada pelo padre jesuíta Balduíno Rambo para contestar o evolucionismo neodarwinista, diante da aparente ausência ou quase inexistência de novidades evolutivas ou processos especiativos durante a migração das matas no RS ou nos ecótonos mata-campo neste estado. Rambo estava impressionado com a estabilidade morfológica das espécies florestais que ocupavam novos territórios e ampliavam suas distribuições geográficas, mas sem apresentarem

novas adaptações ou variações ("simples emigrantes", cf. Rambo 1953:231), o que também é discutido por Bradshaw (1991). Rambo (1957a, 1958, 1959, e também em trabalhos anteriores) considerou que isto contrariava a expectativa da teoria evolutiva neodarwinista, que enfatiza a adaptação e seleção da variabilidade genética em virtude de características ambientais novas ou diversificadas (comprovada especialmente em condições controladas de laboratório ou cultivo).

E Rambo, como grande conhecedor da flora sul-rio-grandense, não encontrava muitos indícios de isto ter ocorrido ou estar ocorrendo nas centenas de espécies florestais que avançavam sobre (e substituíam) a vegetação campestre, e nem nas centenas de espécies do campo seco que modernamente sobrevivem num espaço "novo" (muito mais úmido; Rambo 1953:231). Por isto, Rambo adotou uma postura muito crítica em relação à chamada "síntese evolutiva" (senso Mayr 1993, 1999, Núñez-Farfán & Schlichting 2001) ou "Teoria Sintética" (Ayala & Fitch 1997, *et alii* 2000), que começava a ser aceita na década de 50 e que domina as ciências biológicas até hoje, embora ainda continue a ser bastante criticada ou desafiada por outros evolucionistas não-tradicionais (como Antonovics 1987, Eldredge 1989, Eble 1990, Bradshaw 1991, Jablonka *et alii* 1998, Brakefield & Zwaan 1999, Leigh Jr. 1999, Carroll 2000, Bachmann 2001).

A posição de Rambo em relação à "teoria da evolução biológica" foi analisada e criticada recentemente por Araújo (1997, que, no entanto, não examinou Rambo 1958, 1959), mas também foi mal-entendida por outros, que acreditavam que Rambo negasse a existência da evolução das espécies, o que é totalmente infundado. Isto é comprovável em inúmeras afirmações dele: em Rambo (1953:230-2), onde conclui que "as novas espécies se derivam, por descendência e transformação, de outras já existentes", e mostra sua opinião sobre como surgiram espécies novas e endemismos no RS; em Rambo (1957b:353), onde ele inclusive reconhece o "mérito perene do neodarwinismo" em explicar o surgimento de um tipo de espécie, mas não do outro; em Rambo (1957a), onde ele conclui que os estudos neodarwinistas de laboratório não eram confirmados nos habitats naturais, que ele considerava o grande laboratório ou experimento da Natureza, e neste "ambiente natural, o desdobramento das espécies se dá em inextricável interdependência com todos os fatores inorgânicos [abióticos], orgânicos [biológicos] e históricos"; e ainda em Rambo (1959:467), onde ele afirma não ser um oponente da evolução e que é importante definir **o que evolui em que** (discutindo o conceito de espécie; negrito nosso), além de em várias citações de trabalhos mais antigos dele feitas por Araújo. "Na verdade, os escritos deste jesuíta estão a merecer um exame aprofundado" (Araújo 1997:106), o que começou a ser feito por Araújo, mas certamente ainda muito mais terá que ser visto, lido, analisado e escrito (ver Rabuske 1987). Esta tese oferece uma oportunidade de examinar algumas das inúmeras contribuições de Rambo (Baptista 1985) para a fitogeografia sul-brasileira, a começar pela própria concepção da "matinha nebular", surgida no sul do Brasil a partir de seus trabalhos.

As tentativas de entender as variações entre habitats têm sido adotadas para análises e comparações da produtividade e da diversidade (como riqueza de espécies ou não), referindo-se a uma suposta qualidade intrínseca distintiva de cada habitat, que Terborgh (1973) chama de **favorabilidade** e afirma ser equivalente a dizer que os habitats diferem no número de nichos ecológicos disponíveis em cada um, só que quando a riqueza de espécies é a única medida do número de nichos, a noção de favorabilidade torna-se circular e contraprodutiva. Richerson & Lum (1980) concluem que as hipóteses de favorabilidade merecem maior atenção teórica e empírica, o que foi confirmado por Brown (1988, & Lomolino 1998:479). Mais recentemente, uma grande preocupação entre os pesquisadores tem sido quanto ao relacionamento entre produtividade e riqueza de espécies (Fridley 2001, Kirkman *et alii* 2001, Pausas & Austin 2001, Whittaker *et alii* 2001), cujas inter-relações (a influência de uma sobre a outra e vice-versa) foram muito bem revisadas por Waide *et alii* (1999), que concluíram pela inexistência de um padrão geral (da mesma forma que Pausas & Austin 2001) e pelo grande efeito da escala adotada em cada estudo, ainda que muitos autores considerem que a baixa produtividade reduza ou limite a riqueza de espécies (Brown & Lomolino 1998, Pärtel *et alii* 2000, Therriault & Kolasa 2000), o contrário do que considera Huston (1979, 1994, 1999).

Uma outra maneira de abordar tais assuntos envolve os chamados "esquemas de estratégia ecológica das plantas", que arranjam as espécies (não mais os habitats) em categorias ou ao longo de espectros de acordo com seus atributos ecológicos. Alguns autores destes esquemas (como Grime 1979) supõem que sua classificação reflete restrições evolutivas básicas, enquanto outros apenas buscam objetivos específicos como predições das mudanças sucessionais ou reconhecimento de tipos funcionais ou grupos ecológicos (Smith *et alii* 1993; Eriksson 1996, 2000; McIntyre *et alii* 1999; Wilson 1999; Lavorel & Garnier 2001 e referências

citadas nos 3 últimos). Westoby (1998) apresenta uma excelente revisão sobre tais esquemas e desenvolve uma nova proposta com uma base extremamente simplificada, usando apenas 3 características: tamanho da semente, altura da planta e área foliar específica. Outras interessantes visões de estratégias são discutidas por Aarssen (1983, 1992), Greenslade (1983), Austin (1986), Taylor *et alii* (1990), Smith *et alii* (1993), Bazzaz (1996), Bolker & Pacala (1999), Belyea & Lancaster (1999) e Vigdis & Birks (2002), entre outros. Cada estratégia é uma combinação de atributos possuídos pelas (ou esperados para) espécies que adotaram tal estratégia, o que dá um potencial de "Tabela Periódica ecológica" para tais esquemas, pela possibilidade de tentar predizer outros aspectos ecológicos de uma espécie a partir de algumas informações sobre sua biologia e seu habitat (Southwood 1977, 1988; Greenslade 1983).

Talvez o mais conhecido e discutido destes esquemas seja o de Grime (1977, 1979, 1993), que classifica as espécies (e também as comunidades, cf. Wilson & Lee 2000) em posições dentro de um triângulo (Hodgson *et alii* 1999 propõem um procedimento simplificado para isto com as espécies herbáceas), cujos vértices são competição, perturbação e estresse. Porém, sua infeliz definição de competição como uma "tendência" (o que a torna não-operacional, cf. Grubb 1985), seu inaceitável conceito de perturbação que inclui os processos de decomposição da matéria orgânica morta (definições bem melhores são dadas por Burrows 1990, Taylor *et alii* 1990, Wohlgemuth *et alii* 2002; ver também Laska 2001) e seu tão amplo e quase inútil conceito de estresse (criticado também por diversos autores, como Grubb 1985, Parker Jr. *et alii* 1999) parecem uma base pobre para uma tentativa tão ambiciosa de definição de estratégias. "Infelizmente, a simplicidade é decepcionante" (Piggot 1980), pelo menos neste caso, mas certos autores (como Austin 1986, Wilson & Lee 2000) acreditam que os problemas conceituais existentes nesta teoria não impedem seu uso.

No entanto, consideramos as discussões de Terborgh (1973) e Taylor *et alii* (1990) muito mais adequadas que as de Grime, sendo o último trabalho especialmente interessante por definir seus eixos de análise a partir da capacidade de suporte do habitat e por considerar o nível de carência de recursos dentro da vegetação, o que parece essencial para os tipos de comunidade que serão estudados nesta tese. E também por, ao contrário de Grime, não prever uma redução na intensidade de competição com uma diminuição dos recursos (isto já era a posição de Darwin, sendo também a de Grubb 1992, Rebele 1992, Chesson & Huntly 1997), não negar a existência de plantas adaptadas a severo estresse e intensa perturbação simultâneos (registradas por Oksanen & Ranta 1992, por exemplo) e nem considerar que espécies características de habitats muito férteis são categoricamente melhores competidoras que as de ambientes menos férteis. Wilson & Lee (2000) fazem uma análise imparcial e bastante recomendável de vários aspectos importantes da teoria de Grime, considerando-a uma grande simplificação e apenas pouco ou moderadamente comprovada e com limitada utilidade como modelo preditivo, mas, ainda assim, seria atualmente a mais ampla e coerente teoria para a ecologia de comunidades, conclusão que nos parece pouco convincente, diante da série de problemas apresentados por tal teoria.

Terborgh (1973), no que nos parece uma pioneira discussão, desenvolve idéias de Whittaker (1965) e outros autores, e mostra que a diversidade de espécies é determinada pelo balanço de vários processos dinâmicos: especiação, competição, migração, adaptação e extinção (retomados de modo muito mais amplo e aprofundado por Ricklefs & Schluter 1993, Brown 1995, Rosenzweig 1995, Brown & Lomolino 1998, Godfray & Lawton 2001, Whittaker *et alii* 2001). Sua argumentação baseia-se no fato de que habitats mésicos de ampla distribuição geográfica, relativamente comuns e estáveis, que ocupam grandes áreas contínuas, chamados "core" (centrais, nucleares), quase sempre possuem maior riqueza de espécies vegetais que habitats não-mésicos, mais dispersos e geograficamente isolados entre si, comumente na periferia das principais unidades da paisagem, com menores áreas e características ambientais mais incomuns, relativamente raros e mais instáveis, chamados periféricos (como dunas, banhados, topos de morros) por Terborgh (e também Rosenzweig & Abramsky 1986) ou marginais por outros autores (como Marks 1983, Burrows 1990, Parsons 1991, Kawecki 2000, Scarano 2000, 2002). As citações que colocamos no início deste capítulo e no começo desta seção nos parecem associadas a esta argumentação.

A pressão competitiva nas comunidades dos habitats mésicos (geralmente ricas em espécies, cf. Terborgh 1973, mas em muitos casos bem pobres, cf. Keddy & MacLellan 1990) desloca espécies para habitats periféricos relativamente mais pobres (ou com menor competição, cf. Keddy & MacLellan 1990), o que seria um fluxo virtualmente unidirecional, em função das dificuldades evolutivas de adaptar-se a uma maior competição (Whittaker 1965, McNaughton & Wolf 1970, Wisheu & Keddy 1992) e da crescente

resistência das comunidades à invasão de novas espécies na medida em que a comunidade aumenta sua riqueza específica (Terborgh 1973, J. Briggs 2000). Esta idéia é totalmente consistente com o fato de que, segundo Brown *et alii* (1996) e Whittaker *et alii* (2001), na maioria dos gradientes geográficos e ecológicos, a maior parte das espécies parece enfrentar um sentido que é fisicamente estressante e o outro que é biologicamente estressante (maior competição). Assim, grande parte da estrutura das comunidades é determinada pelos gradientes nos recursos disponíveis e nos estresses, pelo regime de perturbações naturais e pelos processos de colonização, o que impõe igualmente uma distribuição não-aleatória das espécies e um mosaico de habitats (Austrheim 2001).

Terborgh (1973) também considera que a especiação é um processo dependente da área, idéia que pode ser consideravelmente ampliada se aceitarmos que a especiação ainda é dependente da idade/duração do tipo de comunidade no tempo geológico (Whittaker 1965, Kellman & Tackaberry 1997:112; ver também Gaston 1998, & Chown 1999) e da duração da estação de crescimento (período do ano disponível para os processos vitais; Körner 2000). Terborgh (1973) ainda discute os nichos das espécies vegetais, mostrando a partição temporal e espacial (tanto horizontal quanto vertical, esta aprofundada em Terborgh 1985) dos recursos (inclusive indicando, p.496, a importância das clareiras na riqueza de espécies de uma mata, aspecto desenvolvido posteriormente por Grubb 1977, Ricklefs 1977) e as diversas possibilidades de especialização vegetativa e reprodutiva. Por fim, Terborgh (1973) mostra que o espaço do nicho mais finamente subdividido significa uma diminuição da quantidade de espaço por espécie e assim de abundância reduzida, com aumentos concomitantes de deslocamento e de probabilidade de extinção, e conclui que a riqueza de formas biológicas pode ser o melhor indicador de habitats que possuem grande quantidade de nichos.

Várias características abióticas nos Aparados, detalhadas nos capítulos 2 e 5, podem ser consideradas bastante desfavoráveis. Há ali uma **combinação** de temperaturas extremas muito baixas no inverno (associadas às maiores altitudes) e bem altas no verão (resultando nas maiores amplitudes térmicas anuais do sul do Brasil), pequena camada ou ausência do solo em muitas áreas, pobreza de nutrientes, grande declive do relevo, eventuais secas (associadas a épocas de pequena ou nula precipitação e pequena capacidade de acúmulo de água nas escarpas, o que poderia causar deficiência hídrica em muitas espécies), exposição a ventos fortíssimos e (especialmente no inverno) gélidos, intensa e freqüente nebulosidade local durante períodos longos e mesmo contínuos (diminuindo a radiação disponível para as plantas), interação destas flutuações e de condições pouco favoráveis ou restritivas de alguns outros fatores (alto teor de alumínio, etc.).

Cada uma destas características é geralmente associada à redução da biodiversidade e produtividade dos habitats sob sua influência, o que nos leva à suposição de que tal combinação e as interações destas características restringem bastante a diversidade possível de ser mantida nos Aparados, além de exigir respostas fisiológicas e estruturais das espécies que ali se desenvolvem e que conseguiram se adaptar às limitações simultâneas de vários recursos importantes (Chapin III *et alii* 1987, Bazzaz 1996), em comunidades (como as analisadas nesta tese) com dimensões espaciais relativamente reduzidas. Nestas, podemos supor, seguindo a argumentação de van Tienderen (1997), que a adaptação ocorra bastante lentamente, ao lado de baixas taxas evolutivas. Porém, isto contrasta com as conclusões de Parsons (1988) e Nevo (2001) de que as variações fenotípica e genética tendem a ser altas sob condições de severo estresse, em particular de temperatura (ver Saxe *et alii* 2001), criando circunstâncias que conduzem a rápidas mudanças evolutivas. Em tais condições abióticas, as interações positivas entre as espécies podem tornar-se especialmente importantes (Mulder *et alii* 2001), mas não podemos esquecer que os estresses causados pela espécie humana são muito mais prejudiciais que a maioria dos demais estresses (Kozlowski 2000).

Apesar de haver condições ambientais muito mais extremas em outras regiões do globo (isto sem falar nas absolutamente extremas condições de temperatura, pH, pressão e salinidade dos extremófilos de Madigan 2000 – tratados na revista "Extremophiles": http://link.springer.de/linl/service/journals/00792/index.htm), os Aparados podem ser vistos como uma estreita e elevada faixa de grandes adversidades abióticas numa ampla região de relativa tropicalidade (quente, favorável), que é o sul do Brasil. Isto pode trazer importantes considerações sobre o conjunto de espécies regional (Taylor *et alii* 1990; Zobel 1997, 2001; Caley & Schluter 1997; Booth & Larson 1999; Díaz *et alii* 1999; Huston 1999; Srivastava 1999; Weiher & Keddy 1999; Dupré 2000; Bartha & Ittzés 2001; Palmer 2001; Butaye *et alii* 2002) e seu papel na diversidade florística dos Aparados. Por outro lado, além das características extrínsecas aos táxons (como as adversidades abióticas já mencionadas), é necessário considerar também as características intrínsecas deles (Marzluff & Dial 1991,

Díaz *et alii* 1999, Earn & Rohani 1999), como as ligadas ao ciclo de vida (idade da primeira reprodução, tipo de polinização, fecundidade, longevidade, capacidade de obter recursos e de colonização, etc.), importantes ainda na determinação da diversidade dentro dos táxons de maior hierarquia, por influenciarem diretamente as taxas de extinção e especiação (Burger 1981, Stebbins 1981, Marzluff & Dial 1991, Eriksson & Bremer 1992, Bengtsson *et alii* 1994, Bawa 1995, Dodd *et alii* 1999, Ricklefs & Renner 2000, Silvertown *et alii* 2000).

Embora sejam **ambientes extremos** e de **área reduzida** em comparação com a paisagem circundante, os 2 tipos de comunidade analisados nesta tese podem ser considerados representantes de cada um dos dois tipos de ambiente reconhecidos por Terborgh, com a VR sem qualquer dúvida sendo associada aos habitats periféricos, enquanto a MN poderia ser objeto de alguma polêmica, pois, comparada com a mata atlântica de encosta ou com o pinhal, ela seria interpretada como um habitat periférico, mas, comparada com a VR, a MN seria considerada como um habitat mésico ou "core", sendo que sua vegetação em muitos locais desenvolveu-se substituindo as espécies da VR em áreas mais favoráveis onde ocorreu acúmulo e/ou formação de solo. A importância de habitats periféricos e populações marginais tem sido cada vez mais destacada como uma grande prioridade em termos de conservação da biodiversidade, tanto como fonte de novidades evolutivas (Smith *et alii* 2001) quanto como uma boa possibilidade de persistência diante da eventual redução da distribuição geográfica da espécie em áreas mais centrais de sua região de ocorrência (Channell & Lomolino 2000a,b).

Há poucos trabalhos no Brasil abordando com algum detalhe as vegetações das **maiores altitudes** de cada região. Podemos destacar Brade (1956) e Martinelli *et alii* (1989) no sudeste, e Stannard (1995) no nordeste, como trabalhos relativamente pioneiros e amplos. No Rio Grande do Sul, diversos trabalhos de Balduíno Rambo trataram especialmente da vegetação das áreas de maior altitude deste estado, especialmente Rambo (1949, 1953, 1956), seguidos por alguns mais recentes (Baptista *et alii* 1979, Ferreira & Irgang 1979, Pfadenhauer & Boechat 1981, Waechter *et alii* 1984, Cestaro *et alii* 1986, Jarenkow & Baptista 1987, Bueno & Senna 1992, Senna & Waechter 1997, Rosário 2001, entre outros). Em Santa Catarina, praticamente só Ule (1900), Mattos (1957, 1994) e Klein (1960, 1963, 1990) trataram especialmente da vegetação atual das maiores altitudes, enquanto Behling (1995) tratou da possível história desta vegetação nos últimos 15 mil anos, o que demonstra a carência de pesquisas, mesmo florísticas, sobre tais regiões.

Também trabalhos auto-ecológicos ou ecofisiológicos praticamente inexistem a respeito das vegetações ou espécies das maiores altitudes das regiões brasileiras, o que é confirmado por Safford (1999a,b), ao sintetizar os estudos feitos nestas áreas. Isto impede que sejam conhecidos maiores detalhes dos efeitos da maior altitude (e especialmente dos fatores associados) sobre os vegetais, embora pesquisas em outros países mostrem estresses enfrentados pelas plantas nestes habitats (Bliss 1971, Smith & Young 1987, Friend & Woodward 1990, Rundel *et alii* 1994, Kirkpatrick & Bridle 1999, Körner 1999, Sveinbjörnsson 2000; tais autores tratam de regiões com altitudes superiores às maiores do Brasil, exceto o terceiro estudo). Meirelles (1990) é uma das poucas exceções por sua abordagem ecofisiológica, porém sua ênfase não é para a altitude, já que as áreas amostradas eram todas relativamente baixas, mas seu trabalho analisa características adaptativas ocorrentes em várias espécies que ocupam habitats rupestres litorâneos bastante adversos, até certo ponto similares a vários das maiores altitudes. Porém, nestes últimos, as baixas temperaturas são um fator adicional muito importante. Assim, neste tipo de trabalho e de ambiente, podemos destacar apenas Scarano *et alii* (2001), que inclui várias espécies estudadas no Rio de Janeiro a 2400 m de altitude, e alguns poucos trabalhos sintetizados por Scarano (2002).

1.2. Sobre ecologia, abordagens e escalas

Um grande objetivo dos estudos ecológicos é explicar por que certas espécies são mais abundantes que outras em um habitat (a complexidade dinâmica de Earn & Rohani 1999, a variabilidade composicional de Micheli *et alii* 2000), ou seja, por que há diferenças tão grandes entre as abundâncias relativas das espécies (Reader 1998), bem como determinar os fatores que controlam isto (Grubb 1985, Shugart & Urban 1989, Virtanen *et alii* 2000), o que até resultou recentemente numa "teoria unificada" (Hubbell 1997) de biogeografia e ecologia de comunidades. Como as características intrínsecas de cada espécie vegetal determinam sua resposta ao suprimento de recursos, às condições estressantes, ao regime de perturbação natural, à competição e à herbivoria, a comparação entre as características de cada espécie presente no habitat

poderia ajudar a entender as diferenças de abundância relativa. Porém, a importância relativa de cada uma destas características intrínsecas ainda é desconhecida para a maioria dos habitats, o que dificulta a escolha do(s) fator(es) a ser(em) comparado(s). Assim, os ecólogos nem sempre foram bem-sucedidos ao usarem as características das plantas para tentarem explicar a abundância relativa de cada espécie em um único habitat (Grubb 1985, Shugart & Urban 1989, Reader 1998, Vigdis & Birks 2002), ainda que estudos em mais de um gradiente às vezes mostrem-se muito promissores (Austin 1986; exemplificados por Cunningham *et alii* 1999, Givnish 1999, Fonseca *et alii* 2000), bem como os comparativos entre ecossistemas bem distintos (como Reich *et alii* 1992, 1997, 1999; Scarano 2002, *et alii* 2001).

Por outro lado, a abundância relativa e as características de cada espécie podem variar grandemente ao longo de um gradiente ambiental (Grubb 1985, Dale 1999), e esta ampla gama de variação aumenta a chance de detecção de relações entre abundância relativa e as características de cada espécie (Duarte *et alii* 1995; ver também Murray *et alii* 2002). Como os habitats da VR e da MN fazem parte de um gradiente ambiental das áreas mais inóspitas da região dos Aparados, considerou-se interessante tentar associar um estudo simultâneo destas duas formações com a busca de características vegetais que podem estar influindo nas (ou determinando as) abundâncias relativas das espécies na região. Apesar disto, deixamos claro que nossa intenção não é realizar um estudo de gradiente (por isto, não seguimos as recomendações de Dale 1999) e que nem estudamos todo ele, até pela impossibilidade de englobar todas as tremendamente variáveis condições ambientais da região e pela enorme riqueza florística ali encontrada, que acabou dificultando a execução desta análise. Estas duas heterogeneidades, bem como a existência de diversos ecótonos nos Aparados, parecem fazer desta a região sul-brasileira que melhor atende às prioridades expostas por Smith *et alii* (2001), de valorizar também transições ambientais e não somente regiões ricas em espécies.

Diferentes tipos de abordagem – florística, da riqueza, sucessional, fitossociológica, multivariada, fitogeográfica – e escalas foram usados nesta tese. Os estudos ecológicos devem ser realizados em muitos níveis diferentes e em diversas escalas espaciais e temporais diferentes (Giller & Gee 1987, Ricklefs 1987, Levin 1992, May 1994, Schneider 1994, Bazzaz 1996, Eriksson 1996, Haslett 1997, Peterson *et alii* 1997, Lacroix & Abbadie 1998, Dale 1999, Maurer 1999, Thomas & Kunin 1999, Tokeshi 1999, Caldow & Racey 2000, Carroll & Pearson 2000, Hooper *et alii* 2000, Palmer 2001, Thomas 2001, Thompson *et alii* 2001), e podem também analisar diferentes escalas ecológicas (Lomolino & Davis 1997, Waide *et alii* 1999), como riqueza de espécies e distribuições das espécies individuais (Brown 1995, & Lomolino 1998; Maurer 1999, 2000). Nosso estudo pretendeu seguir estas recomendações, exceto quanto às escalas temporais, que foram pouco consideradas nesta tese. Por outro lado, é fundamental compreender que a escala adotada tem profundas implicações nos resultados, como mostram, entre muitos outros, Myers & Giller (1988), Bell *et alii* (1993), Schneider (1994, 2001), Kunin (1997), Dale (1999), Lawton (1999), Waide *et alii* (1999), Gaston (2000), Riitters *et alii* (2000), Crawley & Harral (2001), Godfray & Lawton (2001), Miles *et alii* (2001), Whittaker *et alii* (2001), Ettema & Wardle (2002), Murray *et alii* (2002), Terborgh *et alii* (2002) e Willis & Whittaker (2002), de forma particularmente muito clara, diferente e às vezes até surpreendente.

Considerando os diferentes tipos de abordagem, os capítulos 2 a 4 enfatizam a composição e a riqueza de espécies, esta adotada aqui, e também por inúmeros autores (Richerson & Lum 1980, Auerbach & Shmida 1987, Brown 1988, Gentry 1988, Brown & Lomolino 1998, Givnish 1999, Körner 2000, Godfray & Lawton 2001, Whittaker *et alii* 2001, Terborgh *et alii* 2002, Willis & Whittaker 2002, Wohlgemuth *et alii* 2002, Wright 2002, entre outros), como a mais simples e biologicamente apropriada medida da diversidade de espécies (Whittaker 1977; Gentry 1982, 1988), definida simplesmente como uma contagem das espécies presentes numa área delimitada, que permanece como a mais freqüente e amplamente usada medida da biodiversidade (Gaston 1996, 2000; Tokeshi 1999), sendo também a mais usada em ecologia e conservação (Lande *et alii* 2000). Gaston (1996) faz uma importante análise das suposições, métodos e problemas práticos envolvidos no uso e na estimativa deste parâmetro. Como a riqueza é apenas um dos muitos aspectos da biodiversidade de qualquer região, alguns autores (como Bakker *et alii* 1998) não a consideram tão importante, mas sua relativa simplicidade é bastante útil para tentarmos entender por que as comunidades variam em relação ao número de espécies que coexistem nelas, dúvida que tem acompanhado a ciência ecológica desde a sua estruturação (McIntosh 1985, Huston 1994, Tokeshi 1999).

Diversas hipóteses tentam explicar os muitos padrões já descritos para a riqueza (Austin 1986, Ricklefs & Schluter 1993, Tilman & Pacala 1993, Huston 1994, Brown 1995, Brown & Lomolino 1998,

Givnish 1999, Chesson 2000, Godfray & Lawton 2001, Whittaker *et alii* 2001, Terborgh *et alii* 2002, Wright 2002). Estes padrões mostram que a variação dela na grande maioria dos casos obviamente não é casual (Palmer 1994, Brown 1999, Maurer 2000), já que a riqueza pode ser previsivelmente relacionada a importantes gradientes ambientais e geográficos, como os mostrados por Gentry (1988) e diversos autores analisados por Brown (1988, 1999, & Lomolino 1998), Ricklefs & Schluter (1993), Tilman & Pacala (1993), Huston (1994, 1999), Gaston (2000, & Williams 1996), Givnish (1999), O'Brien *et alii* (2000), Godfray & Lawton (2001), Pausas & Austin (2001), Whittaker *et alii* (2001) e Willis & Whittaker (2002). Porém, tal relação é bastante dependente das escalas espacial e temporal usadas (Auerbach & Shmida 1987, Schluter & Ricklefs 1993, Bengtsson *et alii* 1994, Caley & Schluter 1997, Brown & Lomolino 1998, Huston 1999, Tokeshi 1999, Srivastava 1999, Gaston 2000, Kerr 2001, Whittaker *et alii* 2001, Terborgh *et alii* 2002, Willis & Whittaker 2002).

Palmer (1994) refere mais de 120 hipóteses plausíveis produzidas para tentar explicar as variações na riqueza de espécies entre os diferentes tipos de comunidade, enquanto o gradiente latitudinal na riqueza de espécies, talvez o mais antigo padrão reconhecido pela ecologia, com cerca de 2 séculos (Hawkins 2001), já originou mais de 30 hipóteses explicativas (Brown & Lomolino 1998:458, Hawkins 2001, Kerr 2001), o que também comprova as diversas dificuldades, inclusive metodológicas, que envolvem o estudo das relações entre a riqueza e variáveis ambientais (Pausas & Austin 2001, Whittaker *et alii* 2001, Willis & Whittaker 2002, Wright 2002), ainda que uma grande parte da variação geográfica na riqueza possa ser explicada por poucas variáveis (Gaston 2000, & Williams 1996; Givnish 1999; O'Brien *et alii* 2000; Kerr 2001).

Por outro lado, a recente valorização deste tipo de análise tem sido acompanhada por algumas tentativas frustradas e decepcionantes de quantificação da riqueza de espécies, baseadas em dados truncados ou mal-interpretados pelos autores ou em unidades equivocadas. É o caso de Coimbra-Filho (1998), que refere a existência de 150.000 espécies de angiospermas para a flora brasileira (o triplo do valor usual), de Solé-Cava (2001), que subestima em muito a riqueza mundial de espécies de plantas ("60.000 conhecidas, 200.000 total estimado"), e de Nodari & Guerra (1999), que tratam como "espécies florestais" a riqueza de cerca de 300 espécies arbóreas registrada por Gentry (1988) em cada uma de duas parcelas de 1 ha de mata amazônica peruana, enquanto denominam de "magnitude da diversidade genética vegetal" as 700 espécies arbóreas nativas dos EUA e Canadá (referidas por Wilson 1992:197), mas não esclarecem que ambos os valores referem-se exclusivamente a espécies **arbóreas**, e que, portanto, não incluem qualquer erva, arbusto ou trepadeira, cuja inclusão obviamente ampliaria em muito os valores registrados e poderia modificar a conclusão da comparação. Um tipo de confusão diferente é feito por Conti & Furlan (1996:141), ao mencionarem a quantidade de 300 espécies arbóreas em "2 km^2" da Amazônia, usando uma área equivocada (quase certamente os autores queriam referir-se à mesma riqueza registrada em 1 ha, ou 0,01 km^2, por Gentry 1988) para relacionar com a riqueza.

Outro exemplo de engano é o de Kageyama & Lepsch-Cunha (2001), que citam Reis (1993) como fonte de uma distribuição dos hábitos entre as espécies da mata atlântica de SC, em que 35% delas seriam arbóreas, 42% seriam epifíticas ou lianosas e 23% seriam herbáceas ou arbustivas, o que os leva a uma extrapolação que daria em torno de 300 a 900 espécies vegetais (e 30.000 a 90.000 espécies de animais e microrganismos) em 1 ha de mata tropical. No entanto, Reis (1993) não tem qualquer dado numérico referente a epífitos, trepadeiras, arbustos, etc., mas apenas sobre a distribuição das espécies arbóreas dentro dos 3 tipos de formações florestais que ele reconhece para SC. Ou os dados em que se baseia a extrapolação não são de Reis, ou os autores fizeram uma confusão terrível, que parece provável diante da semelhança com alguns percentuais dados por Reis (1993:10: "34% das estaduais" e "23% das encontradas em todo o Estado"), só que estes se referem à participação das espécies arbóreas de cada formação no total de espécies arbóreas catarinenses (e também não são confiáveis, devido à confusa tabela 1 de Reis 1993). Outra extrapolação da riqueza de espécies animais, feita por Terry Erwin e baseada em supostos níveis elevados de especificidade dos insetos a suas plantas hospedeiras em matas tropicais, que levava à conclusão da existência de dez vezes mais espécies que o estimado até então, também tem sido criticada e se mostrou irreal (Roslin 2002).

Estes tipos de erro mostram a necessidade de cuidado ao tratarmos da quantificação da riqueza, e exemplificam como o descuido ou a falta de familiaridade para lidar com informações florísticas e/ou taxonômicas leva a afirmações ou conclusões incorretas, às vezes baseadas em meros preconceitos, como pobreza da flora dos EUA (a qual possui cerca de 20.000 espécies, cf. Goff *et alii* 1982), que parece a base

para uma suposição incorreta sobre a riqueza total de espécies a partir do fato de esta nação ter a maior parte do seu território coberta por vegetação temperada, mas ignorando a grande heterogeneidade ambiental do país e as milhares de espécies endêmicas de lá (ver, por exemplo, Pavlik 1995). Nossa crítica a tais falhas serve de alerta para que cada pesquisador tenha mais cuidado ao usar, referir, extrapolar ou interpretar os dados quantitativos de riqueza.

Esta tese foi realizada em duas escalas espaciais diferentes, em conseqüência das abordagens consideradas prioritárias: uma escala relativamente mais ampla ou regional ou inter-áreas, em função da abordagem florística e fitogeográfica pretendida, tanto para as MNs quanto para as VRs, e permitindo inclusive comparações entre os 2 tipos de vegetação, e uma escala mais restrita ou local ou de detalhe ou intra-área, em virtude da abordagem fitossociológica no nível da variação interna das comunidades formadas pelas MNs, analisando também suas relações com as características pedológicas do habitat. É evidente que cada escala permite a exploração da dados diferentes e mostra aspectos eventualmente diversos (Ricklefs 1987, Myers & Giller 1988, Brown 1995, Bazzaz 1996, Haslett 1997, Lomolino & Davis 1997, Peterson *et alii* 1997, Dale 1999, Maurer 1999, Hooper *et alii* 2000, Thompson *et alii* 2001, Whittaker *et alii* 2001, Terborgh *et alii* 2002), o que enriquece as análises e conclusões, além de, como lembram Leps *et alii* (1999), Laska (2001) e Whittaker *et alii* (2001), respeitar a natureza hierárquica de definições de padrões e mecanismos, embora tenhamos realizado relativamente poucas comparações mais explícitas entre táxons e entre comunidades, o que certamente deverá ser feito de forma mais planejada e controlada no futuro.

No entanto, a estruturação desta tese não segue exatamente estas abordagens, pois optamos por dividi-la na forma de capítulos relativamente independentes e que mais facilmente possam ser publicados de forma separada posteriormente, em função da grande dificuldade de publicação de um único trabalho muito longo. Desta forma, julgamos mais interessante apresentar um capítulo inteiro sobre as VRs e 3 capítulos sobre as MNs, sendo estes 4 últimos capítulos precedidos por um mais geral que trata da descrição física da região e da flora regional, englobando os 2 tipos de comunidade que serão bem mais detalhados nos capítulos finais. Por outro lado, em razão da pequena quantidade de trabalhos no Brasil sobre tais tipos de comunidade, achamos pertinente nos estendermos em vários tipos de considerações que não chegamos a comprovar ou quantificar, bem como incluímos trabalhos feitos em outros países e que podem ter relação com as vegetações brasileiras, mesmo que não tenhamos explorado mais profundamente tais obras. Com isto, procuramos contribuir, através de informações, suposições e alternativas de bibliografia, para futuros estudos em outras áreas altimontanas ou rupestres do nosso país.

Dentro da abordagem florística e fitogeográfica, pretendemos conhecer a composição florística das MNs e VRs; e com base nela, determinar a riqueza de espécies total e de cada área amostrada, verificar a ocorrência de algum gradiente latitudinal, comparar os 2 tipos de vegetação entre si, começar a analisar a existência de padrões de distribuição geográfica de espécies e a relação da distribuição de algumas espécies com a abundância delas.

Dentro da abordagem fitossociológica, objetivamos conhecer a composição dos diversos componentes das MNs representativas de diferentes altitudes, bem como estimar parâmetros fitossociológicos do componente arbóreo, analisando sua variação quantitativa local e a possível relação de fatores pedológicos com esta variação.

Estas duas abordagens aqui tentadas são evidentemente relacionadas e complementares (Myers & Giller 1988; Hengeveld 1990; Blackburn & Gaston 1998; Belyea & Lancaster 1999; Maurer 1999, 2000; Tokeshi 1999; Gaston 2000; Kerr 2001; Terborgh *et alii* 2002). Acreditamos, ainda, que são também necessárias e insubstituíveis, como fonte de informações científicas para o planejamento ambiental e para a tão falada e esperada conservação da biodiversidade, que os governos brasileiro e catarinense tanto divulgam e debatem, mas tão pouco colocam em prática. Para ajudar a mudar esta falta de ação governamental, tentamos fornecer informações sobre o estado de conservação dos ambientes e das comunidades e espécies estudadas, tanto no capítulo da VR quanto, especialmente, no capítulo 6, onde abandonamos um pouco o enfoque local predominante nos capítulos anteriores e buscamos visões e discussões mais amplas, tentando mostrar implicações e aplicações para a MN de vários aspectos recentes da biologia da conservação e de outras pesquisas ecológicas já feitas em diversos tipos de matas neotropicais. Esperamos que este nosso estudo simultaneamente fitogeográfico e ecológico possa contribuir para uma mais rápida tomada de decisões e para a efetiva implantação de diretrizes e projetos conservacionistas. Se isto, infelizmente, não vier a ocorrer, que

pelo menos as comunidades conservacionista/ambientalista e científica possam ter um registro relativamente amplo de uma significativa parte do patrimônio vegetacional e florístico que existiu até o final do século XX numa região maravilhosa, pouco acessível e praticamente desconhecida.

Antes de encerrarmos esta introdução, não podemos deixar de enfatizar a importância da pesquisa taxonômica básica, da história natural e dos trabalhos de campo. Esta tese tem uma grande ênfase na análise florística, em virtude da quase inexistência deste tipo de conhecimento para a região estudada, e especialmente para as formações aqui consideradas. Uma das maiores descobertas das últimas duas décadas foi a função crítica desempenhada pela composição de espécies na dinâmica e no funcionamento dos ecossistemas, sendo um dos principais determinantes da produtividade primária e estabilidade destes (Tilman 1999) e também dos processos de ciclagem de nutrientes (Hobbie 1992, Kelly *et alii* 1998, Hooper & Vitousek 1998), e influindo até na concentração destes no solo (Onipchenko *et alii* 2001). Por outro lado, qualquer abordagem fitossociológica, fitogeográfica ou conservacionista, por menos aprofundada que seja, deve partir de um conhecimento razoável da flora de cada formação vegetacional, que era até então bastante reduzido (restrito praticamente a coletas depositadas em Herbários e pequenas observações esparsas em um grande número de publicações) ou mesmo inexistente em termos de estudos mais amplos.

Procuramos fazer o maior número possível de observações, registros e coletas *in situ*, considerando tais atividades a campo como a base indispensável e fundamental de qualquer estudo sério e que tenha como objetivo retratar com alguma profundidade a realidade de qualquer local ou região, tanto em termos florísticos, vegetacionais ou ecológicos. Entre muitos outros, também Barkley (2000), B. Briggs (2000), Ertter (2000a,b), Heywood (2001) e Prance (2001, *et alii* 2000) recomendam a realização de estudos florísticos intensivos em áreas relativamente restritas. Eles mostram como a descoberta de novas espécies, especialmente de angiospermas (estas a uma média de 2350 por ano entre 1989 e 1997, cf. Prance *et alii* 2000), ainda é um fato marcante e que demonstra a necessidade de novas coletas e revisões taxonômicas neste grupo, estimado recentemente em 320 mil espécies (Prance 2001) ou até em cerca de 420 mil espécies, das quais 115 mil nativas da América do Sul, considerando apenas espécies já conhecidas (Govaerts 2001; mas ver também Alroy 2002, para quem as estimativas de riqueza global de insetos e fungos estão substancialmente infladas, o que também seria possível que ocorresse com as plantas, embora em escala talvez menor).

Em relação às "novidades", bastante enfatizadas pelos autores mencionados no parágrafo anterior, não negamos o interesse generalizado que elas despertam dentro da comunidade científica (inclusive entre os taxonomistas) e nem criticamos a busca que é feita a elas, mas achamos que uma posição filosófica um pouco diferente talvez seja mais recomendável. E ela já foi explicitada por Rambo (1957b:304), a quem prestamos uma pequena homenagem, repetindo suas sábias palavras: para "adiantar o conhecimento da nossa flora, deveremos colecionar, colecionar muito e colecionar sempre mais, não com a intenção primária de acharmos 'espécies novas', mas com a séria preocupação de melhor definir as já existentes." Achamos que tal postura é ainda mais válida (e obrigatória) em relação a táxons de nível superior na hierarquia taxonômica, especialmente no caso de gêneros, cuja criação de novos ou reestruturação dos já existentes muitas vezes implica grande número de mudanças nos nomes das espécies, às vezes pouco justificáveis, e que ampliam a tão criticada falta de estabilidade nomenclatural.

A identificação de um número tão grande de espécies e coletas para esta tese representou um desafio, enfrentado com o máximo de cuidado possível, mas com a certeza de que alguns erros (ainda não percebidos) devem ter sido cometidos, inclusive porque já detectamos e corrigimos vários que fizemos durante fases iniciais e intermediárias deste trabalho. Em relação a estudos em regiões pouco exploradas, como os Aparados da Serra e sua vegetação, temos também a convicção de que é preferível um trabalho aparentemente simples, mas o mais correto possível e que possa servir de fundamento para outros, que um trabalho que pareça mais complexo e abrangente, mas cuja parte taxonômica seja pouco cuidadosa ou menos confiável, e que eventualmente poderia vir a ser tomado como base para outros, mesmo sem ter a necessária confiabilidade.

Nosso trabalho se aproxima muito mais de uma linha naturalista, no sentido tradicional da história natural de uma região (não no sentido mais amplo adotado por Futuyma 1998, Grant 2000), do que de uma abordagem experimentalista e quantitativa, embora esta última também esteja um pouco representada aqui. Consideramos isto justificável, e até mesmo necessário, em função também de uma revalorização deste tipo de conhecimento e do reconhecimento da importância dos estudos de história natural por muitos autores recentes e atuantes em áreas bem variadas dentro das ciências biológicas (como Janzen 1986; Grubb 1989; Morellato

1992; McDade *et alii* 1994; Ewel & Bigelow 1996; Waser *et alii* 1996; Wilson 1997, 2000; Adam 1998; Futuyma 1998; Simberloff 1998; Herre *et alii* 1999; Ylönen & Wolff 1999; Hogbin *et alii* 2000; Kareiva 2000; Lawton 2000; Charlesworth *et alii* 2001; Richardson 2001; Hopkins *et alii* 2002), tanto em termos de sua importância para a conservação da biodiversidade como de seu próprio valor científico. Além disto, os sérios problemas taxonômicos (que esperamos terem se tornado menores a partir desta tese) e a falta de informações auto-ecológicas para a grande maioria das espécies mencionadas, bem como a quase inexistência de outros estudos sobre MNs e/ou VR na região sul, e mesmo em todas as outras regiões do Brasil, praticamente nos direcionavam para um trabalho nesta linha mais naturalista. Acreditamos, por fim, que a raridade de estudos e a pobreza de informações sobre MNs e VRs brasileiras justificam o nível de detalhamento e a extensão que foram conscientemente adotados em cada capítulo desta tese.

1.3. Bibliografia citada

Aarssen, L.W. 1983. Ecological combining ability and competitive combining ability in plants: toward a general evolutionary theory of coexistence in systems of competition. **American Naturalist 122**(6): 707-31.

Aarssen, L.W. 1992. Causes and consequences of variation in competitive ability in plant communities. **Journal of Vegetation Science 3**(2): 165-74.

Ackerly, D.D.; S.A. Dudley; S.E. Sultan; J. Schmitt; J.S. Coleman; C.R. Linder; D.R. Sandquist; M.A. Geber; A.S. Evans; T.E. Dawson & M.J. Lechowicz. 2000. The evolution of plant physiological traits: recent advances and future directions. **BioScience 50**(11): 979-95.

Adam, P. 1998. History and ecology of rainforest diversity. **Trends in Plant Science 3**(8): 287-8.

Allard, R.W. 1996. Genetic basis of the evolution of adaptedness in plants. **Euphytica 92**: 1-11.

Alroy, J. 2002. How many named species are valid? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99**(6): 3706-11.

Antonovics, J. 1987. The evolutionary dys-synthesis: which bottles for which vine? **American Naturalist 129**(3): 321-31.

Araújo, A.M. 1997. As duas epistemes de Balduíno Rambo. **Episteme 2**(3): 105-20.

Auerbach, M. & A. Shmida. 1987. Spatial scale and the determinants of plant species richness. **Trends in Ecology & Evolution 2**: 238-42.

Austin, M.P. 1986. The theoretical basis of vegetation science. **Trends in Ecology & Evolution 1**(6): 161-4.

Austrheim, G. 2001. Heterogeneity in semi-natural grasslands: the importance of the elevational gradient. **Nordic Journal of Botany 21**(3): 291-303.

Ayala, F.J. & W.M. Fitch. 1997. Genetics and the origin of species: an introduction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 94**(15): 7691-7.

Ayala, F.J.; W.M. Fitch & M.T. Clegg. 2000. Variation and evolution in plants and microorganisms: toward a new synthesis 50 years after Stebbins. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(13): 6941-4.

Bachmann, K. 2001. Evolution and the genetic analysis of populations: 1950-2000. **Taxon 50**(1): 7-45.

Bakker, J.P.; J. van Andel & E. van der Maarel. 1998. Plant species diversity and restoration ecology: Introduction. **Applied Vegetation Science 1**(1): 5-8.

Baptista, L.R.M. 1985. A contribuição de Rambo para a geografia florística do Rio Grande do Sul. **Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, Série Botânica** (30): 5-9.

Baptista, L.R.M.; B.E. Irgang; J.F.M. Valls & J.L. Waechter. 1979. **Parque Nacional dos Aparados da Serra. Levantamento da vegetação**. Editado pelos autores.

Barkley, T.M. 2000. Floristic studies in contemporary botany. **Madroño 47**(4): 253-8.

Bartha, S. & P. Ittzés. 2001. Local richness-species pool ratio: a consequence of the species-area relationship. **Folia Geobotanica 36**(1): 9-23.

Bawa, K.S. 1995. Pollination, seed dispersal and diversification of angiosperms. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 311-2.

Bazzaz, F.A. 1996. **Plants in changing environment. Linking physiological, population, and community ecology**. Cambridge University Press.

Behling, H. 1995. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany 4**: 127-52.

Bell, G.; M.J. Lechowicz; A. Appenzeller; M. Chandler; E. DeBlois; L. Jackson; B. Mackenzie; R. Preziosi; M. Schallenberg & N. Tinker. 1993. The spatial structure of the physical environment. **Oecologia 96**: 114-21.

Belyea, L.R. & J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos 86**(3): 402-16.

Bengtsson, J.; T. Fagerström & H. Rydin. 1994. Competition and coexistence in plant communities. **Trends in Ecology & Evolution 9**(7): 246-50.

Blackburn, T.M. & K.J. Gaston. 1998. Some methodological issues in macroecology. **American Naturalist 151**(1): 68-83.

Bliss, L.C. 1971. Arctic and alpine plant life cycles. **Annual Review of Ecology and Systematics 2**: 405-38.

Bolker, B.M. & S.W. Pacala. 1999. Spatial moment equations for plant competition: understanding spatial strategies and the advantages of short dispersal. **American Naturalist 153**(6): 575-602.

Booth, B.D. & D.W. Larson. 1999. Impact of language, history, and choice of system on the study of assembly rules. **In** E. Weiher & P. Keddy eds., **Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press. p.206-29.

Bradshaw, A.D. 1991. Genostasis and the limits to evolution. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 333**: 289-305.

Bradshaw, A.D. & K. Hardwick. 1989. Evolution and stress – genotypic and phenotypic components. **Biological Journal of the Linnean Society 37**(1-2): 137-55.

Brakefield, P.M. & B. Zwaan. 1999. Towards a new synthesis. **Trends in Ecology & Evolution 14**(3): 84-5.

Brade, A.C. 1956. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (5): 1-92, +estampas.

Briggs, B.G. 2000. What is significant – the Wollemi pine or the southern rushes? **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 72-80.

Briggs, J.C. 2000. Centrifugal speciation and centres of origin. **Journal of Biogeography 27**(5): 1183-8.

Brown, J.H. 1988. Species diversity. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.57-89.

Brown, J.H. 1995. **Macroecology**. University of Chicago Press.

Brown, J.H. 1999. Macroecology: progress and prospect. **Oikos 87**(1): 3-14.

Brown, J.H.; G.C. Stevens & D.M. Kaufman. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 597-623.

Brown, J.H. & M.V. Lomolino. 1998. **Biogeography**. 2ed. Sinauer.

Brown, V.K. & T.R.E. Southwood. 1987. Secondary succession: patterns and strategies. **In** A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards eds., **Colonization, succession and stability**. Blackwell Scientific Publications. p.315-37.

Bueno, R.M. & R.M. Senna. 1992. Pteridófitas do Parque Nacional dos Aparados da Serra. I. Região do Paradouro. **Caderno de Pesquisa, Série Botânica 4**(1): 5-12.

Burger, W.C. 1981. Why are there so many kinds of flowering plants? **BioScience 31**(8): 572, 577-81.

Burrows, C.J. 1990. **Processes of vegetation change**. Unwin Hyman.

Butaye, J.; H. Jacquemyn; O. Honnay & M. Hermy. 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. **Journal of Vegetation Science 13**(1): 27-34.

Caldow, R.W.G. & P.A. Racey. 2000. Large-scale processes in ecology and hydrology. **Journal of Applied Ecology 37**(Suppl. 1): 6-12.

Caley, M.J. & D. Schluter. 1997. The relationship between local and regional diversity. **Ecology 78**(1): 70-80.

Calow, P. 1989. Proximate and ultimate responses to stress in biological systems. **Biological Journal of the Linnean Society 37**(1-2): 173-81.

Carroll, R.L. 2000. Towards a new evolutionary synthesis. **Trends in Ecology & Evolution 15**(1): 27-32.

Carroll, S.S. & D.L. Pearson. 2000. Detecting and modeling spatial and temporal dependence in conservation biology. **Conservation Biology 14**(6): 1893-7.

Cestaro, L.A.; J.L. Waechter & L.R.M. Baptista. 1986. Fitossociologia do estrato herbáceo da mata de araucária da Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS. **Hoehnea 13**: 59-72.

Channell, R. & M.V. Lomolino. 2000a. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. **Nature 403**(6765): 84-6.

Channell, R. & M.V. Lomolino. 2000b. Trajectories to extinction: spatial dynamics of the contraction of geographical ranges. **Journal of Biogeography 27**(1): 169-79.

Chapin III, F.S.; A.J. Bloom; C.B. Field & R.H. Waring. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. **BioScience 37**(1): 49-57.

Chapin III, F.S.; K. Autumn & F. Pugnaire. 1993. Evolution of suites of traits in response to environmental stress. **American Naturalist 142**(suppl.): S78-S92.

Charlesworth, D.; B. Charlesworth & G.A.T. McVean. 2001. Genome sequences and evolutionary biology, a two-way interaction. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 235-42.

Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 343-66.

Chesson, P. & N. Huntly. 1997. The roles of harshness and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. **American Naturalist 150**(5): 519-53.

Coimbra-Filho, A.F. 1988. Brazilian biodiversity. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 70**(4): 889-97.

Comes, H.P. & J.W. Kadereit. 1998. The effect of Quaternary climatic changes on plant distribution and evolution. **Trends in Plant Science 3**(11): 432-8.

Conti, J.B. & S.A. Furlan. 1996. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. **In** J.L.S. Ross org., **Geografia do Brasil**. Ed. da USP. p.67-207.

Crawley, M.J. & J.E. Harral. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. **Science 291**(5505): 864-8.

Cunningham, S.A.; B. Summerhayes & M. Westoby. 1999. Evolutionary divergence in leaf structure and chemistry, comparing rainfall and soil nutrient gradients. **Ecological Monographs 69**(4): 569-88.

Dale, M.R.T. 1999. **Spatial pattern analysis in plant ecology**. Cambridge University Press.

Debat, V. & P. David. 2001. Mapping phenotypes: canalization, plasticity and developmental stability. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 555-61.

Díaz, S.; M. Cabido & F. Casanoves. 1999. Functional implications of trait–environment linkages in plant communities. **In** E. Weiher & P. Keddy eds., **Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press. p.338-62.

Dodd, M.E.; J. Silvertown & M.W. Chase. 1999. Phylogenetic analysis of trait evolution and species diversity variation among angiosperm families. **Evolution 53**(3): 732-44.

Duarte, C.M.; K. Sand-Jensen; S.L. Nielsen; S. Enríquez & S. Agustí. 1995. Comparative functional plant ecology: rationale and potentials. **Trends in Ecology & Evolution 10**(10): 418-21.

Dupré, C. How to determine a regional species pool: a study in two Swedish regions. **Oikos 89**(1): 128-36.
Earn, D.J.D. & P. Rohani. 1999. Complex dynamics in ecology. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 43-4.
Eble, G.J. 1990. **Estruturalismo e teoria evolutiva. Elementos conceituais do discurso**. Dissertação de bacharelado no Curso de Ciências Biológicas da UFSC.
Eldredge, N. 1989. **Macroevolutionary dynamics. Species, niches, and adaptive peaks**. McGraw-Hill.
Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. **Oikos 77**(2): 248-58.
Eriksson, O. 2000. Functional roles of remnant plant populations in communities and ecosystems. **Global Ecology and Biogeography** 9(6): 443-9.
Eriksson, O. & B. Bremer. 1992. Pollination systems, dispersal modes, life forms, and diversification rates in angiosperm families. **Evolution 46**(1): 258-66.
Ertter, B. 2000a. Floristic surprises in North America north of Mexico. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 81-109.
Ertter, B. 2000b. Our undiscovered heritage: past and future prospects for species-level botanical inventory. **Madroño 47**(4): 237-52.
Ettema, C.H. & D.A. Wardle. 2002. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 177-83.
Ewel, J.J. & S.W. Bigelow. 1996. Plant life-forms and tropical ecosystem function. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer-Verlag, p.138-49. (Ecological Studies, 110).
Ferreira, A.G. & B.E. Irgang. 1979. Regeneração natural de *Araucaria angustifolia* nos Aparados da Serra – RS. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil – XXX Congresso Nacional de Botânica**. SBB. p.225-30.
Finnegan, E.J. 2002. Epialleles – a source of random variation in times of stress. **Current Opinion in Plant Biology 5**(2): 101-6.
Fonseca, C.R.; J.McC. Overton; B. Collins & M. Westoby. 2000. Shifts in trait-combinations along rainfall and phosphorus gradients. **Journal of Ecology 88**(6): 964-77.
Fridley, J.D. 2001. The influence of species diversity on ecosystem productivity: how, where, and why? **Oikos 93**(3): 514-26.
Friend, A.D. & F.I. Woodward. 1990. Evolutionary and ecophysiological responses of mountain plants to the growing season environment. **Advances in Ecological Research 20**: 59-124.
Funk, V.A. & D.R. Brooks. 1990. Phylogenetic systematics as the basis of comparative biology. **Smithsonian Contributions to Botany** (73): 1-45.
Futuyma, D.J. 1998. Wherefore and whither the naturalist? **American Naturalist 151**(1): 1-6.
García-Ramos, G. & M. Kirkpatrick. 1997. Genetic models of adaptation and gene flow in peripheral populations. **Evolution 51**(1): 21-8.
Gaston, K.J. 1996. Species richness: measure and measurement. **In** K.J. Gaston ed., **Biodiversity. A biology of numbers and difference**. Blackwell Science. p.77-113.
Gaston, K.J. 1998. Species-range size distributions: products of speciation, extinction and transformation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 353**(1366): 219-30.
Gaston, K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. **Nature 405**(6783): 220-7.
Gaston, K.J. & P.H. Williams. 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity. **In** K.J. Gaston ed., **Biodiversity. A biology of numbers and difference**. Blackwell Science. p.202-29.
Gaston, K.J. & S.L. Chown. 1999. Geographic range size and speciation. **In** A.E. Magurran & R.M. May eds., **Evolution of biological diversity**. Oxford University Press. p.236-59.
Gentry, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology 15**: 1-84.
Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden 75**(1): 1-34.
Giller, P.S. & J.H.R. Gee. 1987. The analysis of community organization: the influence of equilibrium, scale and terminology. **In** J.H.R. Gee & P.S. Giller eds., **Organization of communities, past and present**. Blackwell Scientific Publications. p.519-42.
Givnish, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology 87**(2): 193-210.
Godfray, H.C.J. & J.H. Lawton. 2001. Scale and species numbers. **Trends in Ecology & Evolution 16**(7): 400-4.
Goff, F.G.; G.A. Dawson & J.J. Rochow. 1982. Site examination for threatened and endangered plant species. **Environmental Management 6**(4): 307-16.
Govaerts, R. 2001. How many species of seed plants are there? **Taxon 50**(4): 1085-90.
Grant, P.R. 2000. What does it mean to be a naturalist at the end of the twentieth century? **American Naturalist 155**(1): 1-12.
Granville, J.J. de. 1984. Monocotyledons and pteridophytes indicators of environmental constraints in the tropical vegetation. **Candollea 39**(1): 265-9.
Greenslade, P.J.M. 1983. Adversity selection and the habitat templet. **American Naturalist 122**(3): 352-65.
Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist 111**(982): 1169-94.
Grime, J.P. 1979. **Plant strategies and vegetation processes**. John Wiley & Sons.
Grime, J.P. 1989. The stress debate: symptom of impeding synthesis? **Biological Journal of the Linnean Society 37**(1-2): 3-17.
Grime, J.P. 1993. Vegetation functional classification systems as approaches to predicting and quantifying global vegetation change. **In** A.M. Solomon & H.H. Shugart eds., **Vegetation dynamics and global change**. Chapman & Hall. p.293-305.
Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews 52**(1): 107-45.

Grubb, P.J. 1985. Plant populations and vegetation in relation to habitat, disturbance and competition: problems of generalization. **In** J. White ed., **The population structure of vegetation**. Dr. W. Junk Publishers. p.595-621.
Grubb, P.J. 1987. Global trends in species-richness in terrestrial vegetation: a view from the Northern Hemisphere. **In** J.H.R. Gee & P.S. Giller eds., **Organization of communities, past and present**. Blackwell Scientific Publications. p.99-118.
Grubb, P.J. 1989. Toward a more exact ecology: a personal view of the issues. **In** P.J. Grubb & J.B. Whittaker eds., **Toward a more exact ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.3-29.
Grubb, P.J. 1992. A positive distrust in simplicity – lessons from plant defences and from competition among plants and among animals. **Journal of Ecology 80**(4): 585-610.
Hancock, J.F. 2001. Implications for plant evolutionary ecology. **Trends in Plant Science 6**(4): 185.
Haslett, J.R. 1997. Mountain ecology: organism responses to environmental change, an introduction. **Global Ecology and Biogeography Letters 6**(1): 3-6.
Hawkins, B.A. 2001. Ecology's oldest pattern? **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 470.
Hengeveld, R. 1990. **Dynamic biogeography**. Cambridge University Press.
Herre, E.A.; N. Knowlton; U.G. Mueller & S.A. Rehner. 1999. The evolution of mutualisms: exploring the paths between conflict and cooperation. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 49-53.
Heywood, V.H. 2001. Floristics and monography – an uncertain future? **Taxon 50**(2): 361-80.
Hewitt, G.M. 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. **Biological Journal of the Linnean Society 58**(3): 247-76.
Hobbie, S.E. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in Ecology & Evolution 7**(10): 336-9.
Hodgson, J.G.; P.J. Wilson; R. Hunt; J.P. Grime & K. Thompson. 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. **Oikos 85**(2): 282-94.
Hoffmann, A.A. & J. Merilä. 1999. Heritable variation and evolution under favourable and unfavourable conditions. **Trends in Ecology & Evolution 14**(3): 96-101.
Hoffmann, A.A. & M.J. Hercus. 2000. Environmental stress as an evolutionary force. **BioScience 50**(3): 217-26.
Hogbin, P.M.; R. Peakall & M.A. Sydes. 2000. Achieving practical outcomes from genetic studies of rare Australian plants. **Australian Journal of Botany 48**(3): 375-82.
Holt, R.D. 1990. The microevolutionary consequences of climate change. **Trends in Ecology & Evolution 5**(9): 311-5.
Hooper, D.U.; D.E. Bignell; V.K. Brown; L. Brussaard; J.M. Dangerfield; D.H. Wall; D.A. Wardle; D.C. Coleman; K.E. Giller; P. Lavelle; W.H. Van der Putten; P.C. Ruiter; J. Rusek; W.L. Silver; J.M. Tiedje & V. Wolters. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. **BioScience 50**(12): 1049-61.
Hooper, D.U. & P.M. Vitousek. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. **Ecological Monographs 68**(1): 121-49.
Hopkins, G.W.; J.I. Thacker; A.F.G. Dixon; P. Waring & M.G. Telfer. 2002. Identifying rarity in insects: the importance of host plant range. **Biological Conservation 105**(3): 293-307.
Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. **Coral Reefs 16**(Suppl.): S9-S21.
Huntley, B. & T. Webb III. 1989. Migration: species' response to climatic variations caused by changes in the earth's orbit. **Journal of Biogeography 16**(1): 5-19.
Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist 113**(1): 81-101.
Huston, M.A. 1994. **Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge University Press.
Huston, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. **Oikos 86**(3): 393-401.
Jablonka, E.; M.J. Lamb & E. Avital. 1998. 'Lamarckian' mechanisms in darwinian evolution. **Trends in Ecology & Evolution 13**(5): 206-10.
Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist 104**(940): 501-28.
Janzen, D.H. 1986. The eternal external threat. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.286-303.
Jarenkow, J.A. & L.R.M. Baptista. 1987. Composição florística e estrutura da mata com araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. **Napaea** (3): 9-18.
Kageyama, P. & N.M. Lepsch-Cunha. 2001. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.199-214.
Kareiva, P. 2000. Is ecology irrelevant? **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 520-1.
Kawecki, T.J. 2000. Adaptation to marginal habitats: contrasting influence of the dispersal rate on the fate of alleles with small and large effects. **Proceedings of the Royal Society of London, series B, 267**(1450): 1315-20.
Keddy, P.A. & P. MacLellan. 1990. Centrifugal organization in forests. **Oikos 59**(1): 75-84.
Kellman, M. & R. Tackaberry. 1997. **Tropical environments. The functioning and management of tropical ecosystems**. Routledge.
Kelly, E.F.; O.A. Chadwick & T.E. Hilinski. 1998. The effect of plants on mineral weathering. **Biogeochemistry 42**(1-2): 21-53.
Kelt, D.A. & J.H. Brown. 2000. Species as units of analysis in ecology and biogeography: are the blind leading the blind? **Global Ecology and Biogeography 9**(3): 213-7.
Kerr, J. 2001. Global biodiversity patterns: from description to understanding. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 424-5.

Kirkman, L.K.; R.J. Mitchell; R.C. Helton & M.B. Drew. 2001. Productivity and species richness across an environmental gradient in a fire-dependent ecosystem. **American Journal of Botany 88**(11): 2119-28.
Kirkpatrick, J.B. & K.L. Bridle. 1999. Environment and floristics of ten Australian alpine vegetation formations. **Australian Journal of Botany 47**(1): 1-21.
Klein, R.M. 1960. O aspeto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia 12**(12): 17-44, +4pr.
Klein, R.M. 1963. Observações e considerações sôbre a vegetação do Planalto Nordeste Catarinense. **Sellowia 15**(15): 39-56.
Klein, R.M. 1990. Os tipos florestais com *Araucaria* em Santa Catarina. **Anais do XXXVI Congresso Nacional de Botânica**. Ibama. v.1, p.101-19.
Körner, C. 1999. **Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems**. Springer-Verlag.
Körner, C. 2000. Why are there global gradients in species richness? Mountains might hold the answer. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 513-4.
Kozlowski, T.T. 2000. Responses of woody plants to human-induced environmental stresses: issues, problems, and strategies for alleviating stress. **Critical Reviews of Plant Sciences 19**(2): 91-170.
Kunin, W.E. 1997. Sample shape, spatial scale and species counts: implications for reserve design. **Biological Conservation 82**(3): 369-77.
Lacroix, G. & L. Abbadie. 1998. Linking biodiversity and ecosystem function: an introduction. **Acta Oecologica 19**(3): 189-93.
Lande, R.; P.J. DeVries & T.R. Walla. 2000. When species accumulation curves intersect: implications for ranking diversity using small samples. **Oikos 89**(3): 601-5.
Laska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. **Plant Ecology 157**(1): 77-99.
Lavorel, S. & E. Garnier. 2001. Aardvarck to *Zyzyxia* – functional groups across kingdoms. **New Phytologist 149**(3): 360-4.
Lawton, J.H. 1999. Size matters. **Oikos 85**(1): 19-21.
Lawton, J.H. 2000. **Community ecology in a changing world**. Ecology Institute. (Excellence in Ecology, 11).
Lechowicz, M.J. 1984. Why do temperate deciduous trees leaf out at different times? Adaptation and ecology of forest communities. **American Naturalist 124**(6): 821-42.
Leigh Jr., E.G. 1999. The modern synthesis, Ronald Fisher and creationism. **Trends in Ecology & Evolution 14**(12): 495-8.
Lenormand, T. 2002. Gene flow and the limits to natural selection. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 183-9.
Leps, J.; D.E. Goldberg; T. Herben & M. Palmer. 1999. Mechanistic explanations of community structure: Introduction. **Journal of Vegetation Science 10**(2): 147-50.
Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. **Ecology 73**(6): 1943-67.
Linhart, Y.B. & M.C. Grant. 1996. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 237-77.
Lomolino, M.V. & R. Davis. 1997. Biogeographic scale and biodiversity of mountain forest mammals of western North America. **Global Ecology and Biogeography Letters 6**(1): 57-76.
Madigan, M.T. 2000. Extremophilic bacteria and microbial diversity. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 3-12.
Marks, P.L. 1983. On the origin of the field plants of the northeastern United States. **American Naturalist 122**(2): 210-28.
Martinelli, G.; J. Bandeira & J.O. Bragança. 1989. **Campos de altitude**. Ed. Index.
Marzluff, J.M. & K.P. Dial. 1991. Life history correlates of taxonomic diversity. **Ecology 72**(2): 428-39.
Mattos, J.R. 1957. Fitofisionomia do município de São Joaquim. **Contribuições do Instituto Geobiológico** (7): 1-27.
Mattos, J.R. 1994. **O pinheiro brasileiro**. 2ed. Editado pelo autor. v.1.
Maurer, B.A. 1999. **Untangling ecological complexity. The macroscopic perspective**. University of Chicago Press.
Maurer, B.A. 2000. Macroecology and consilience. **Global Ecology and Biogeography** 9(4): 275-80.
May, R.M. 1994. The effects of spatial scale on ecological questions and answers. **In** P.J. Edwards, R.M. May & N.R. Webb eds., **Large scale ecology and conservation biology**. Blackwell Science. p.1-17.
Mayr, E. 1993. What was the evolutionary synthesis? **Trends in Ecology & Evolution 8**(1): 31-4.
Mayr, E. 1999. Understanding evolution. **Trends in Ecology & Evolution 14**(9): 372-3.
McCarty, J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. **Conservation Biology 15**(2): 320-31.
McDade, L.A.; K.S. Bawa; H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds. 1994. **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press.
McIntosh, R.P. 1985. **The background of ecology. Concept and theory**. Cambridge University Press.
McIntyre, S.; S. Díaz; S. Lavorel & W. Cramer. 1999. Plant functional types and disturbance dynamics – Introduction. **Journal of Vegetation Science 10**(5): 604-8. [este artigo comenta outros 12 publicados no mesmo número, p.609-730].
McNaughton, S.J. & L.L. Wolf. 1970. Dominance and the niche in ecological systems. **Science 167**(3915): 131-9.
Meirelles, S.T. 1990. **Ecologia da vegetação de afloramentos rochosos do litoral da região sudeste**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Ecologia, Unicamp.
Micheli, F.; K.L. Cottingham; J. Bascompte; O.N. Bjørnstad; G.L. Eckert; J.M. Fischer; T.H. Keitt; B.E. Kendall; J.L. Klug & J.A. Rusak. 2000. The dual nature of community variability. **Oikos 85**(1): 161-9.
Miles, J.; R.P. Cummins; D.D. French; S. Gardner; J.L. Orr & M.C. Shewry. 2001. Landscape sensitivity: an ecological view. **Catena 42**(2-4): 125-41.
Mitchell-Olds, T. 1995. The molecular basis of quantitative genetic variation in natural populations. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 324-8.
Morellato, L.P.C. org. 1992. **História natural da Serra do Japi. Ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Ed. da Unicamp & FAPESP.

Mulder, C.P.H.; D.D. Uliassi & D.F. Doak. 2001. Physical stress and diversity-productivity relationships: the role of positive interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(12): 6704-8.
Murray, B.R.; P.H. Thrall; A.M. Gill & A.B. Nicotra. 2002. How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. **Austral Ecology 27**(3): 291-310.
Myers, A.A. & P.S. Giller. 1988. Process, pattern and scale in biogeography. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.3-12.
Myster, R.W. 2001. Mechanisms of plant response to gradients and after disturbances. **Botanical Review 67**(4): 441-52.
Nathan, R. 2001. The challenges of studying dispersal. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 481-3.
Nevo, E. 2001. Evolution of genome-phenome diversity under environmental stress. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(11): 6233-40.
Nodari, R.O. & M.P. Guerra. 1999. Biodiversidade: aspectos biológicos, geográficos, legais e éticos. **In** C.M.O. Simões, E.P. Schenkel, G. Gosmann, J.C.P. Mello, L.A. Mentz & P.R. Petrovick orgs., **Farmacognosia da planta ao medicamento**. Ed. da UFSC & Ed. da Universidade/UFRGS. p.11-24.
Núñez-Farfán, J. & C.D. Schlichting. 2001. Evolution in changing environments: the "synthetic" work of Clausen, Keck, and Hiesey. **Quarterly Review of Biology 76**(4): 433-57.
O'Brien, E.M.; R. Field & R.J. Whittaker. 2000. Climatic gradients in woody plant (tree and shrub) diversity: water-energy dynamics, residual variation, and topography. **Oikos 89**(3): 588-600.
Oksanen, L. & E. Ranta. 1992. Plant strategies along mountain vegetation gradients: a test of two theories. **Journal of Vegetation Science 3**(2): 175-86.
Onipchenko, V.G.; M.I. Makarov & E. van der Maarel. 2001. Influence of alpine plants on soil nutrient concentrations in a monoculture experiment. **Folia Geobotanica 36**(3): 225-41.
Orr, H.A. 1998. The population genetics of adaptation: the distribution of factors fixed during adaptive evolution. **Evolution 52**(4): 935-49.
Palmer, M.W. 1994. Variation in species richness: towards a unification of hypotheses. **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 29**(4): 511-30.
Palmer, M.W. 2001. Extending the quasi-neutral concept. **Folia Geobotanica 36**(1): 25-33.
Parker Jr., E.D.; V.E. Forbes; S.L. Nielsen; C. Ritter; C. Barata; D.J. Baird; W. Admiraal; L. Levin; V. Loeschke; P. Lyytikäinen-Saarenmaa; H. Hogh-Jensen; P. Calow & B.J. Ripley. 1999. Stress in ecological systems. **Oikos 86**(1): 179-84.
Parsons, P.A. 1988. Adaptation. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.165-84.
Parsons, P.A. 1990. The metabolic cost of multiple environmental stresses: implications for climatic change and conservation. **Trends in Ecology & Evolution 5**(9): 315-7.
Parsons, P.A. 1991. Evolutionary rates: stress and species boundaries. **Annual Review of Ecology and Systematics 22**: 1-18.
Parsons, P.A. 1992. Evolutionary adaptation and stress: the fitness gradient. **Evolutionary Biology 26**: 191-223.
Parsons, P.A. 1993a. Introduction: the stressful scenario. **American Naturalist 142**(suppl.): S1-S4.
Parsons, P.A. 1993b. The importance and consequences of stress in living and fossil populations: from life-history variation to evolutionary change. **American Naturalist 142**(suppl.): S5-S20.
Parsons, P.A. 1995. Evolutionary response to drought stress: conservation implications. **Biological Conservation 74**(1): 21-7.
Parsons, P.A. 1996a. Conservation strategies: adaptation to stress and the preservation of genetic diversity. **Biological Journal of the Linnean Society 58**(4): 471-82.
Parsons, P.A. 1996b. Stress, resources, energy balances, and evolutionary change. **Evolutionary Biology 29**: 39-72.
Parsons, P.A. 2001. The hormetic zone: an ecological and evolutionary perspective based upon habitat characteristics and fitness selection. **Quarterly Review of Biology 76**(4): 459-67.
Pärtel, M.; M. Zobel; J. Liira & K. Zobel. 2000. Species richness limitations in productive and oligotrophic plant communities. **Oikos 90**(1): 191-3.
Pausas, J.G. & M.P. Austin. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. **Journal of Vegetation Science 12**(2): 153-66.
Pavlik, B.M. 1995. Inventory first step to conserving plant diversity. **California Agriculture 49**(6): 18-22.
Peterson, D.L.; E.G. Schreiner & N.M. Buckingham. 1997. Gradients, vegetation and climate: spatial and temporal dynamics in the Olympic Mountains, U.S.A. **Global Ecology and Biogeography Letters 6**(1): 7-17.
Pfadenhauer, J. & S.C. Boechat. 1981. Vegetation und Ökologie eines Sphagnum-Moores in Südbrasilien. **Vegetatio 44**: 177-87.
Piggot, C.D. 1980. [Review of] Plant strategies and vegetation processes. **Journal of Ecology 68**(2): 704-6.
Pigliucci, M. & K. Hayden. 2001. Phenotypic plasticity is the major determinant of changes in phenotypic integration in *Arabidopsis*. **New Phytologist 152**(3): 419-30.
Prance, G.T. 2001. Discovering the plant world. **Taxon 50**(2): 345-59.
Prance, G.T.; H. Beentje; J. Dransfield & R. Johns. 2000. The tropical flora remains undercollected. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 67-71.
Rabuske, A. 1987. Balduíno Rambo, S.J. Sacerdote, naturalista, escritor e líder popular. **Pesquisas, História** (26): 3-117.
Rambo, B. 1949. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"** 1(1): 111-35.
Rambo, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"** 5(5): 185-232.
Rambo, B. 1956. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. **Sellowia 7/8**(7): 235-98.
Rambo, B. 1957a. Regenwald und Kamp in Rio Grande do Sul. **Sellowia 9**(8): 257-98.
Rambo, B. 1957b. O gênero *Eryngium* no Rio Grande do Sul. **Sellowia 9**(8): 299-353.
Rambo, B. 1958. An historical approach to plant evolution. **Pesquisas** (2): 199-222.

Rambo, B. 1959. Towards the concept of species in plant evolution. **Pesquisas** (3): 455-93.
Reader, R.J. 1998. Relationship between species relative abundance and plant traits for an infertile habitat. **Plant Ecology 134**(1): 43-51.
Rebele, F. 1992. Colonization and early succession on anthropogenic soils. **Journal of Vegetation Science 3**(2): 201-8.
Reich, P.B.; D.S. Ellsworth; M.B. Walters; J.M. Vose; C. Gresham; J.C. Volin & W.D. Bowman. 1999. Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. **Ecology 80**(6): 1955-69.
Reich, P.B.; M.B. Walters & D.S. Ellsworth. 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. **Ecological Monographs 62**(3): 365-92.
Reich, P.B.; M.B. Walters & D.S. Ellsworth. 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 94**(25): 13730-4.
Reis, A. 1993. **Manejo e conservação das florestas catarinenses**. Tese apresentada para concurso de professor titular, Departamento de Botânica da UFSC.
Richardson, D.M. 2001. Based on bracken. **Journal of Biogeography 28**(6): 813-4. [análise do livro de Lawton 2000].
Richerson, P.J. & K. Lum. 1980. Patterns of plant species diversity in California: relation to weather and topography. **American Naturalist 116**(4):504-36.
Ricklefs, R.E. 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **American Naturalist 111**(978): 376-81.
Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science 235**: 167-71.
Ricklefs, R.E. & D. Schluter eds. 1993. **Species diversity in ecological communities**. University of Chicago Press.
Ricklefs, R.E. & S.S. Renner. 2000. Evolutionary flexibility and flowering plant familial diversity: a comment on Dodd, Silvertown, and Chase. **Evolution 54**(3): 1061-5.
Riitters, K.; J. Wickham; R. O'Neill; B. Jones & E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. **Conservation Ecology 4**(2): 3. [online] URL: http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3
Rosário, D.A.P. 2001. **Padrões florísticos e tipos funcionais em floresta com araucária e suas relações com o solo**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG Ecologia da UFRGS.
Rosenzweig, M.L. 1995. **Species diversity in space and time**. Cambridge University Press.
Rosenzweig, M.L. & Z. Abramsky. 1986. Centrifugal community organization. **Oikos 46**(3): 339-48.
Roslin, T. 2002. Herbivory passing the limits. **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 355.
Rostirolla, S.P. 1997. Alguns aspectos da avaliação de favorabilidade em geologia exploratória. **Revista Brasileira de Geociências 27**(4): 327-38.
Roy, K.; J.W. Valentine; D. Jablonski & S.M. Kidwell. 1996. Scales of climatic variability and time averaging in Pleistocene biotas: implications for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution 11**(11): 458-63.
Rundel, P.W.; A.P. Smith & F.C. Meinzer eds. 1994. **Tropical alpine environments. Plant form and function**. Cambridge University Press.
Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude*. **Journal of Biogeography 26**(4): 693-712.
Safford, H.D. 1999b. Brazilian Páramos II. Macro- and mesoclimate of the *campos de altitude* and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography 26**(4): 713-37.
Saxe, H.; M.G.R. Cannell; Ø. Johnsen; M.G. Ryan & G. Vourlitis. 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. **New Phytologist 149**(3): 369-99.
Scarano, F.R. 2000. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic forest periphery. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.176-82.
Scarano, F.R. 2002. O uso de recursos ambientais por plantas nas vegetações à margem da Mata Atlântica *sensu stricto* no estado do Rio de Janeiro. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.165-9.
Scarano, F.R.; H.M. Duarte; K.T. Ribeiro; P.J.F.P. Rodrigues; E.M.B. Barcellos; A.C. Franco; J. Brulfert; E. Deléens & U. Lüttge. 2001. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographic distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society 136**(4): 345-64.
Schemske, D.W. 2000. Understanding the origin of species. **Evolution 54**(3): 1069-73.
Schluter, D. 2001. Ecology and the origin of species. **Trends in Ecology & Evolution 16**(7): 372-80.
Schluter, D. & R.E. Ricklefs. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. **In** R.E. Ricklefs & D. Schluter eds., **Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives**. Chicago University Press. p.1-10.
Schneider, D.C. 1994. **Quantitative ecology. Spatial and temporal scaling**. Academic Press.
Schneider, D.C. 2001. The rise of the concept of scale in ecology. **BioScience 51**(7): 545-53.
Senna, R.M. & J.L. Waechter. 1997. Pteridófitas de uma floresta com araucária. 1. Formas biológicas e padrões de distribuição geográfica. **Iheringia, Série Botânica** (48): 41-58.
Shugart, H.H. & D.L. Urban. 1989. Factors affecting the relative abundances of forest tree species. **In** P.J. Grubb & J.B. Whittaker eds., **Toward a more exact ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.249-73.
Silvertown, J.; K. McConway; M.E. Dodd & M.W. Chase. 2000. "Flexibility" as a trait and methodological issues in species diversity variation among angiosperm families. **Evolution 54**(3): 1066-8.
Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? **Biological Conservation 83**(3): 247-57.
Smith, A.P. & T.P. Young. 1987. Tropical alpine plant ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics 18**: 137-58.

Smith, T.B.; S. Kark; C.J. Schneider; R.K. Wayne & C. Moritz. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 431.

Smith, T.M.; H.H. Shugart; F.I. Woodward & P.J. Burton. 1993. Plant functional types. **In** A.M. Solomon & H.H. Shugart eds., **Vegetation dynamics and global change**. Chapman & Hall. p.272-92.

Solé-Cava, A.M. 2001. Biodiversidade molecular e genética da conservação. **In** S.R. Matioli ed., **Biologia molecular e evolução**. Holos, Ed. p.172-92.

Southwood, T.R.E. 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? **Journal of Animal Ecology 46**: 337-65.

Southwood, T.R.E. 1987. The concept and nature of the community. **In** J.H.R. Gee & P.S. Giller eds., **Organization of communities, past and present**. Blackwell Scientific Publications. p.3-27.

Southwood, T.R.E. 1988. Tactics, strategies and templets. **Oikos 52**(1): 3-18.

Srivastava, D.S. 1999. Using local–regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. **Journal of Animal Ecology 68**(1): 1-16.

Stannard, B.L. ed. 1995. **Flora of the Pico das Almas. Chapada Diamantina – Bahia, Brazil**. Royal Botanic Gardens, Kew.

Stanton, M.L.; B.A. Roy & D.A. Thiede. 2000. Evolution in stressful environments. I. Phenotypic variability, phenotypic selection, and response to selection in five distinct environmental stresses. **Evolution 54**(1): 93-111.

Stebbins, G.L. 1981. Why are there so many species of flowering plants? **BioScience 31**(8): 573-7.

Sveinbjörnsson, B. 2000. North American and European treelines: external forces and internal processes controlling position. **Ambio 29**(7): 388-95.

Taylor, D.R.; L.W. Aarssen & C. Loehle. 1990. On the relationship between r/K selection and environmental carrying capacity: a new habitat templet for plant life history strategies. **Oikos 58**(2): 239-50.

Terborgh, J. 1973. On the notion of favorableness in plant ecology. **American Naturalist 107**(956): 481-501.

Terborgh, J. 1985. The vertical component of plant species diversity in temperate and tropical forests. **American Naturalist 126**(6): 760-76.

Terborgh, J.; N. Pitman; M. Silman; H. Schichter & P. Núñez V. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.1-17.

Therriault, T.W. & J. Kolasa. 2000. Explicit links among physical stress, habitat heterogeneity and biodiversity. **Oikos 89**(2): 387-91.

Thomas, C.D. & W.E. Kunin. 1999. The spatial structure of populations. **Journal of Animal Ecology 68**(4): 647-57.

Thomas, M.F. 2001. Landscape sensitivity in time and space – an introduction. **Catena 42**(2–4): 83-98.

Thompson, J.N.; O.J. Reichman; P.J. Morin; G.A. Polis; M.E. Power; R.W. Sterner; C.A. Couch; L. Gough; R. Holt; D.U. Hooper; F. Keesing; C.R. Lovell; B.T. Milne; M.C. Molles; D.W. Roberts & S.Y. Strauss. 2001. Frontiers of ecology. **BioScience 51**(1): 15-24.

Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology 80**(5): 1455-74.

Tilman, D. & S. Pacala. 1993. The maintenance of species richness in plant communities. **In** R.E. Ricklefs & D. Schluter eds., **Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives**. Chicago University Press. p.13-25.

Tokeshi, M. 1999. **Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives**. Blackwell Science.

Travisano, M. 2001. Towards a genetical theory of adaptation. **Current Biology 11**(11): R440-R442.

Ule, E. 1900. Die Verbreitung der Torfmoose und Moore in Brasilien. **Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 27**: 238-51.

Underwood, A.J. 1989. The analysis of stress in natural populations. **Biological Journal of the Linnean Society 37**(1-2):51-78.

van Tienderen, P.H. 1997. Generalists, specialists, and the evolution of phenotypic plasticity in sympatric populations of distinct species. **Evolution 51**(5): 1372-80.

Via, S. 2002. The ecological genetics of speciation. **American Naturalist 159**(3, Suppl.): S1-S7.

Vigdis, V. & H.J.B. Birks. 2002. Pattern and process in Norwegian upland grasslands: a functional analysis. **Journal of Vegetation Science 13**(1): 123-34.

Virtanen, R.; A.E. Johnston; M.J. Crawley & G.R. Edwards. 2000. Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. **Plant Ecology 151**(2): 129-41.

Waechter, J.L.; L.A. Cestaro & S.T.S. Miotto. 1984. Vegetation types in the Ecological Station of Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul, Brazil. **Phytocoenologia 12**(2/3): 261-9.

Waide, R.B.; M.R. Willig; C.F. Steiner; G. Mittelbach; L. Gough; S.I. Dodson; G.P. Juday & R. Parmenter. 1999. The relationship between productivity and species richness. **Annual Review of Ecology and Systematics 30**: 257-300.

Waser, N.M.; L. Chittka; M.V. Price; N.M. Williams & J. Ollerton. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. **Ecology 77**(4): 1043-60.

Weiher, E. & P. Keddy. 1999. Assembly rules as general constraints on community composition. **In** E. Weiher & P. Keddy eds., **Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press. p.251-71.

Westoby, M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant and Soil 199**(2): 213-27.

Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. **Science 147**: 250-60.

Whittaker, R.H. 1977. Evolution of species diversity in land communities. **Evolutionary Biology 10**: 1-67.

Whittaker, R.J.; K.J. Willis & R. Field. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. **Journal of Biogeography 28**(4): 453-70.

Willis, K.J. & R.J. Whittaker. 2002. Species diversity – scale matters. **Science 295**(5558): 1245-8.

Wilson, E.O. 1992. **The diversity of life**. Belknap Press of Harvard University Press. [edição brasileira: 1994. **Diversidade da vida**. Companhia das Letras.].
Wilson, E.O. 1997. **Naturalista**. Nova Fronteira.
Wilson, E.O. 2000. On the future of conservation biology. **Conservation Biology 14**(1): 1-3.
Wilson, J.B. 1999. Guilds, functional types and ecological groups. **Oikos 86**(3): 507-22.
Wilson, J.B. & W.G. Lee. 2000. *C-S-R* triangle theory: community-level predictions, tests, evaluation of criticisms, and relation to other theories. **Oikos 91**(1): 77-96.
Wisheu, I.C. & P.A. Keddy. 1992. Competition and centrifugal organization of plant communities: theory and tests. **Journal of Vegetation Science 3**(2): 147-56.
Wohlgemuth, T.; M. Bürgi; C. Scheidegger & M. Schütz. 2002. Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. **Forest Ecology and Management 166**(1-3): 1-15.
Wright, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia 130**(1): 1-14.
Yano, M. 2001. Genetic and molecular dissection of naturally occurring variation. **Current Opinion in Plant Biology 4**(2): 130-5.
Ylönen, H. & J.O. Wolff. 1999. Experiments in behavioural ecology and the real world. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 82.
Zobel, K. 2001. On the species-pool hypothesis and on the quasi-neutral concept of plant community diversity. **Folia Geobotanica 36**(1): 3-8.
Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? **Trends in Ecology & Evolution 12**: 266-9.

capítulo 2 – Florística de matinhas nebulares e vegetações rupícolas dos Aparados da Serra Geral (SC/RS)

Daniel de Barcellos Falkenberg & George John Shepherd

2.1. Introdução 21
2.2. Região estudada 23
2.3. Áreas amostradas 35
2.4. Métodos 37
2.5. Aspectos da matinha nebular 40
2.6. Aspectos da vegetação rupícola 41
2.7. Transições entre vegetação rupícola e matinha nebular 42
2.8. Flora das matinhas nebulares e vegetações rupícolas 43
2.9. Novas informações taxonômicas e fitogeográficas 64
2.10. Conclusões e perspectivas 72
2.11. Bibliografia citada 73

"Plants in the tropics operate under **relaxed** environmental constraints, and the lack of a cold winter may have permited the proliferation of plant morphologies that would have been selected against in **harsher** climes." (Ewel & Bigelow 1996, negritos nossos).
[As plantas nos trópicos funcionam sob suaves restrições ambientais, e a falta de um inverno frio pode ter permitido a proliferação de morfologias vegetais que teriam a seleção contra si em climas mais adversos.]

"A incrível leviandade, com que por vezes se procede na 'classificação' da nossa tão pouco explorada flora, tem feito e continua fazendo uma confusão, cujo repúdio é o primeiro dever do cientista." (Rambo 1949:113).

2.1. Introdução

Este trabalho aborda a vegetação de uma das regiões botanicamente menos conhecidas e exploradas do sul do Brasil. As dificuldades de acesso e as inóspitas condições climáticas dos Aparados da Serra Geral catarinense fizeram com que, até recentemente, as coletas botânicas se restringissem a poucas áreas, e nenhuma destas havia sido metodicamente estudada. Assim, a presente contribuição é a primeira a tratar especificamente da vegetação desta região. Além disto, é incluída aqui uma pequena parcela dos Aparados localizada no Rio Grande do Sul. Procuraremos, em seguida, mostrar os trabalhos desenvolvidos com a vegetação dos Aparados da Serra (SC/RS) e os principais estudos **florísticos** realizados no estado de Santa Catarina.

Anteriormente, os únicos trabalhos a se aprofundarem sobre a vegetação dos Aparados foram os de Rambo (1948, 1949, 1951, 1953, 1956a). De forma pioneira e brilhante, ele analisou a flora de porções sul-rio-grandenses, tendo encontrado várias espécies novas para a ciência e mais de duzentas espécies até então não registradas para o RS (Rambo 1948). Só bem mais recentemente surgiram os trabalhos de Baptista *et alii* (1979), Pfadenhauer & Boechat (1981) e Bueno & Senna (1992); todos estes restringiram-se ao Parque Nacional de Aparados da Serra e estudaram principalmente a flora planaltina de áreas sul-rio-grandenses.

Ule (1900) fez uma breve caracterização das turfeiras do planalto catarinense e de sua composição florística, enquanto Mattos (1957) apresentou um esboço da distribuição da vegetação no antigo município de São Joaquim (SC), que incluía os então distritos de Urubici e Bom Jardim da Serra, posteriormente desmembrados em municípios independentes. Pfadenhauer & Boechat (1981) e Silva *et alii* (2001) estudaram a atual vegetação de turfeiras dos Aparados do RS, que também foram analisadas por Roth (1990) e Roth & Lorscheitter (1991, 1993) em relação aos tipos polínicos ali acumulados durante os últimos milênios, em busca de evidências sobre a história vegetacional do planalto. Ainda para o RS, Larocca (1998) trabalhou quase exclusivamente na borda meridional da Serra Geral, enquanto Senna & Waechter (1997) e Miranda &

Harter-Marques (2001) estudaram áreas também nesta região, relativamente próximas dos Aparados e com várias semelhanças abióticas e vegetacionais com eles.

A vegetação dos Aparados catarinenses foi brevemente descrita por Klein (1978, 1988), que, no entanto, praticamente ignorou a vegetação rupícola. No trabalho que poderia ser o mais completo sobre a região, por usar método longamente desenvolvido pelo Projeto Radambrasil, Teixeira & Coura Neto (1986) adotaram o enfoque predominantemente dendrológico de Klein, incluindo quase integralmente as listas de espécies "arbóreas" de Reitz *et alii* (1978, 1983), mas sem aceitar a constatação de Veloso & Klein (1968:129) de que existem duas formações florestais na encosta da Serra Geral, a "mata pluvial da encosta atlântica" e a "**matinha nebular**" (negrito nosso; a partir daqui tratada como **MN** ou, se plural, **MNs**), a qual também ocupa porções nas bordas planaltinas (Rambo 1956a, Baptista *et alii* 1979). Teixeira & Coura Neto (1986) trataram confusamente a MN, ora como floresta ombrófila densa alto-montana (p.567-74) e ora como parte da floresta ombrófila mista alto-montana (p.588), enquanto não detalharam a composição da vegetação não-florestal da região (campos e turfeiras, que correspondem à sua "savana gramíneo-lenhosa com floresta-de-galeria", p.556) e ignoraram a vegetação rupícola, já destacada por Rambo (1949, 1956a) e Baptista *et alii* (1979).

Na década de 90, apenas Bueno & Senna (1992) e Falkenberg & Voltolini (1995) publicaram algum estudo sobre a vegetação atual dos Aparados, os últimos tratando exclusivamente das MNs. Sobre a **vegetação rupícola**, a partir daqui tratada como **VR** ou, se plural, **VRs**, os únicos estudos que a abordaram com algum detalhamento foram os 3 mencionados no final do parágrafo anterior.

Santa Catarina tem uma grande tradição de pesquisas sobre a flora e vegetação do estado, mas poucos levantamentos florísticos completos foram publicados até hoje. Os 3 maiores e mais importantes são os de Klein (1979, 1980), que lista mais de 2.000 espécies da região do Vale do Itajaí e inclui quase todas as formações vegetacionais catarinenses (exceto a mata da bacia do rio Uruguai), Reitz (1961), que cita mais de 900 espécies das restingas e mangues catarinenses, e Reitz *et alii* (1978), que relacionam mais de 700 espécies de árvores das matas catarinenses, lista revisada por Reis (1993), que, porém, introduziu vários erros na grafia dos nomes científicos. Além destes 3, Reitz & Klein (1964) listam 666 espécies vasculares do município de Rio do Sul, Klein (1969) cita 336 espécies de árvores da Ilha de Santa Catarina, enquanto Klein *et alii* (1977/8) relacionam 199 espécies de orquídeas para esta Ilha e 295 para a Ilha e arredores. Mais recentemente, 3 teses de doutorado desenvolvidas em SC apresentam listas florísticas com algumas centenas de espécies: Queiroz (1994), na região da Ilha de Santa Catarina e arredores, baseada em cerca de 1050 exsicatas, lista 925 espécies/morfoespécies de plantas vasculares (na verdade algo em torno de 650 espécies) da restinga, da VR e principalmente de vários tipos de comunidades secundárias (herbáceas a arbóreas) ou estágios sucessionais da mata atlântica; Negrelle (1995), no norte de SC, cita cerca de 400 espécies para uma área de mata atlântica de planície; e Citadini-Zanette (1995), no sul de SC, relaciona 314 espécies para um remanescente de mata atlântica de encosta, localizado a cerca de 20 km dos Aparados.

Todos os outros trabalhos desenvolvidos nas vegetações catarinenses encontraram muito menos espécies e/ou restringiram-se principalmente a alguns grupos de plantas, como os 6 estudos fitossociológicos de Veloso & Klein (1957-68), que tiveram pequena amostragem de plantas não-lenhosas; os 3 primeiros ainda incluíram as bromélias epifíticas, mas os 3 últimos excluíram totalmente os epífitos. Para a região dos Aparados catarinenses, o único levantamento florístico significativo é o de Mattos (1957), que citou cerca de 270 espécies vasculares dos campos, pinhais e vegetações secundárias de áreas próximas (ou distando poucas dezenas de quilômetros) dos Aparados, mas sem reconhecer as MNs e sem tratar da VR.

No Brasil, trabalhos com vegetação altimontana são relativamente raros, e pela semelhança florística e vegetacional com os Aparados, talvez os realizados nas serras mais altas do estado do Rio de Janeiro (especialmente no Itatiaia, secundariamente na Serra dos Órgãos) sejam os de maior interesse, sendo ali já desenvolvidos desde o final do século XIX: Ule (1895), Dusén (1905, 1955), Brade (1942a, 1956), Dansereau (1947), Rizzini (1954), Vattimo *et alii* (1957), Castellanos *et alii* (1965), Segadas-Vianna (1968), Segadas-Vianna & Dau (1968), Martinelli *et alii* (1989; aí encontra-se um breve histórico dos estudos já feitos no Itatiaia, à p.103) e Pinheiro & Guedes-Bruni (1998).

O principal objetivo deste capítulo é apresentar uma lista florística das MNs e da VR dos Aparados da Serra Geral, a fim de: facilitar análises comparativas entre elas e estudos sobre a sua fitogeografia e conservação; analisar a riqueza regional de espécies e possibilitar comparações com outras regiões; direcionar

as atividades posteriores de coleta e identificação a serem feitas para complementar o conhecimento sobre toda a vegetação da região. Pretende-se também descrever a região dos Aparados e as áreas amostradas, caracterizar brevemente as MNs e VRs (antes de aprofundá-las nos 3 capítulos seguintes) e apresentar algumas observações de interesse para a florística ou fitogeografia regional. Busca-se, portanto, valorizar e enfatizar a questão florística e a riqueza da região como um todo, dentro de um enfoque eminentemente regional.

2.2. Região estudada (localização, geologia e clima)

"Na margem do planalto, os Aparados verificam tôda a significação do seu nome popular. Os campos de fato são "aparados", isto é, cortados como a fio de faca, terminando sem transição na aba dos precipícios. Olhando para baixo, observa-se um fenômeno semelhante às cascatas, com a diferença de não ser a água, mas a vegetação, que se despenha. Como a água, o campo e as matas avolumam-se na borda superior; entrando no plano inclinado, os pinheiros imediatamente retêm o pé, pois são a estirpe régia do planalto, que não desce às terras baixas; o mato torna-se baixo, arbustivo, despeja-se até os paredões a prumo, esgueira-se em fios isolados pelas ravinas menos inclinadas, congloba-se nos patamares ao pé dos paredões, interrompe-se novamente no seguinte degrau, estaca imóvel diante das fendas paralelas, e segue, em múltiplas formas e figuras, ladeira abaixo até alcançar a planície. Os Aparados são cascatas de mato." (Rambo 1956b:389-90).

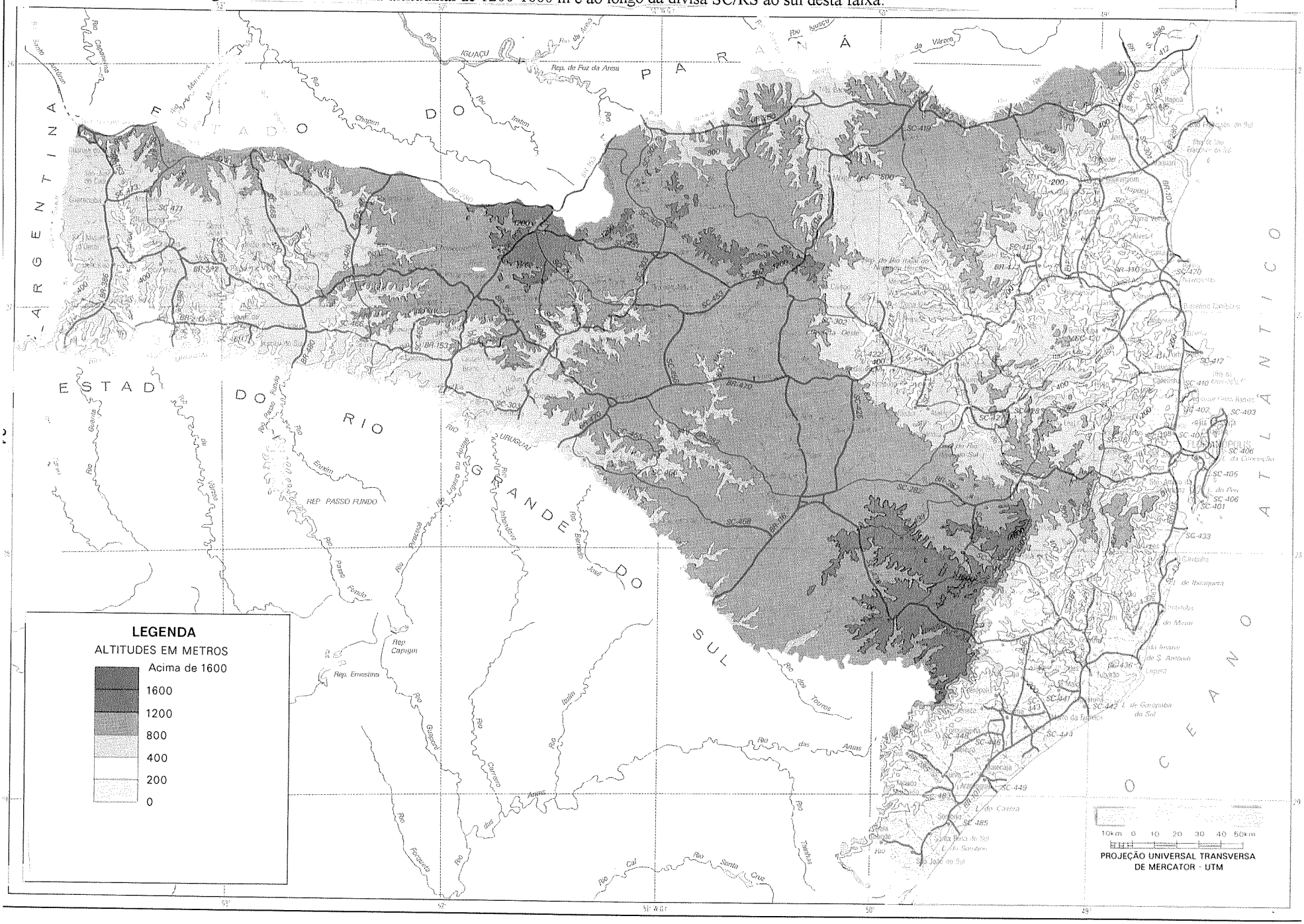
Os Aparados da Serra Geral localizam-se na metade meridional de Santa Catarina (Figura 2.1) e no extremo nordeste do Rio Grande do Sul (Figuras 2.2, 2.3 e 2.4), sendo que ao longo da sua borda superior foi estabelecida uma parte do limite entre os 2 estados (Pauwels 1928-9), ficando o topo dentro do RS e as encostas e planícies dentro de SC, até o rio Mampituba, cuja margem direita pertence ao RS. Os Aparados correspondem aos contrafortes da Serra Geral no extremo leste ou borda oriental dela (Rambo 1948), onde termina o Planalto Sul-Brasileiro (ou Planalto das Araucárias ou Planalto Meridional) e, através de um escarpamento abrupto, com vertentes de facetas triangulares (Justus *et alii* 1986:329), as altitudes caem vertiginosamente, de 1000-1800 m no topo da Serra Geral, para locais com apenas algumas centenas de metros acima do nível do mar (200-800 m), no sopé da Serra, junto à Planície Litorânea no extremo sul de SC (Figuras 2.3 e 2.6.c-d) ou, antes desta, a pequenas serras isoladas e morros baixos sem ligação atual com o maciço da Serra Geral interiorana (Figuras 2.5 e 2.6.a-b), resultando em desníveis altitudinais de até 1000 m em alguns pontos (Justus *et alii* 1986), 800-900 m em diversos locais de sul a norte, e em torno de 500-600 m numa média para as porções mais ao norte, embora Herrmann & Rosa (1990:71) mencionem um desnível médio de 400 m para a *cuesta* (escarpa) da Serra Geral, o que parece uma subestimativa. As cotas altimétricas do Planalto Sul-Brasileiro diminuem no sentido leste-oeste, em direção ao rio Uruguai (Justus *et alii* 1986), enquanto os Aparados apresentam uma gradativa redução de altitude do norte (onde atinge mais de 1800 m em alguns pontos) para o sul (onde passa pouco de 1000 m), embora esta tendência apresente algumas exceções, como a Serra do Corvo Branco, situada entre o Campo dos Padres e o Morro da Igreja, e com altitudes bem inferiores aos mais de 1800 m daqueles 2 locais.

É uma região com escarpas e paredões rochosos quase verticais (daí o nome "**Aparados**", como se as encostas tivessem sido cortadas a faca ou esculpidas a golpes de navalha) ou encostas muito declivosas (Figura 2.6). Em geral, a metade superior destes paredões cai perpendicularmente ou é extremamente íngreme, e a inferior é menos inclinada (Rambo 1958).

Os Aparados representam uma comprida e estreita faixa, com orientação grosseiramente na direção NE-SW, que não ultrapassa poucos quilômetros de largura e inclui todas as maiores altitudes do RS (acima de 1000 m) e de SC (acima de 1500 m), exceto alguns pontos isolados em Urupema (SC, com 1600-1700 m), que estão a cerca de 50 km a oeste dos Aparados (Figuras 2.1 e 2.3). Neste trabalho, também as áreas planaltinas próximas dos paredões foram consideradas parte da região, o que parece corresponder à circunscrição de Rambo (1948, 1956a,b, 1958), mas, sendo mais geográfica que geomorfológica, é mais ampla que a de Justus *et alii* (1986:334).

É impossível precisar o comprimento desta faixa, em virtude da sua dimensão fractal (diferença da distância em função da escala) e pela dificuldade em determinar seus pontos inicial e final. O **extremo norte** foi considerado em Alfredo Wagner, SC, no Morro Pedras Brancas (27°48'S e 49°19'W, 1666 m de altitude;

Figura 2.1 - Relevo de Santa Catarina, mostrando as cotas altitudinais (segundo Seplan 1991:23). Os Aparados podem ser grosseiramente localizados ao longo do limite leste da faixa altitudinal de 1200-1600 m e ao longo da divisa SC/RS ao sul desta faixa.



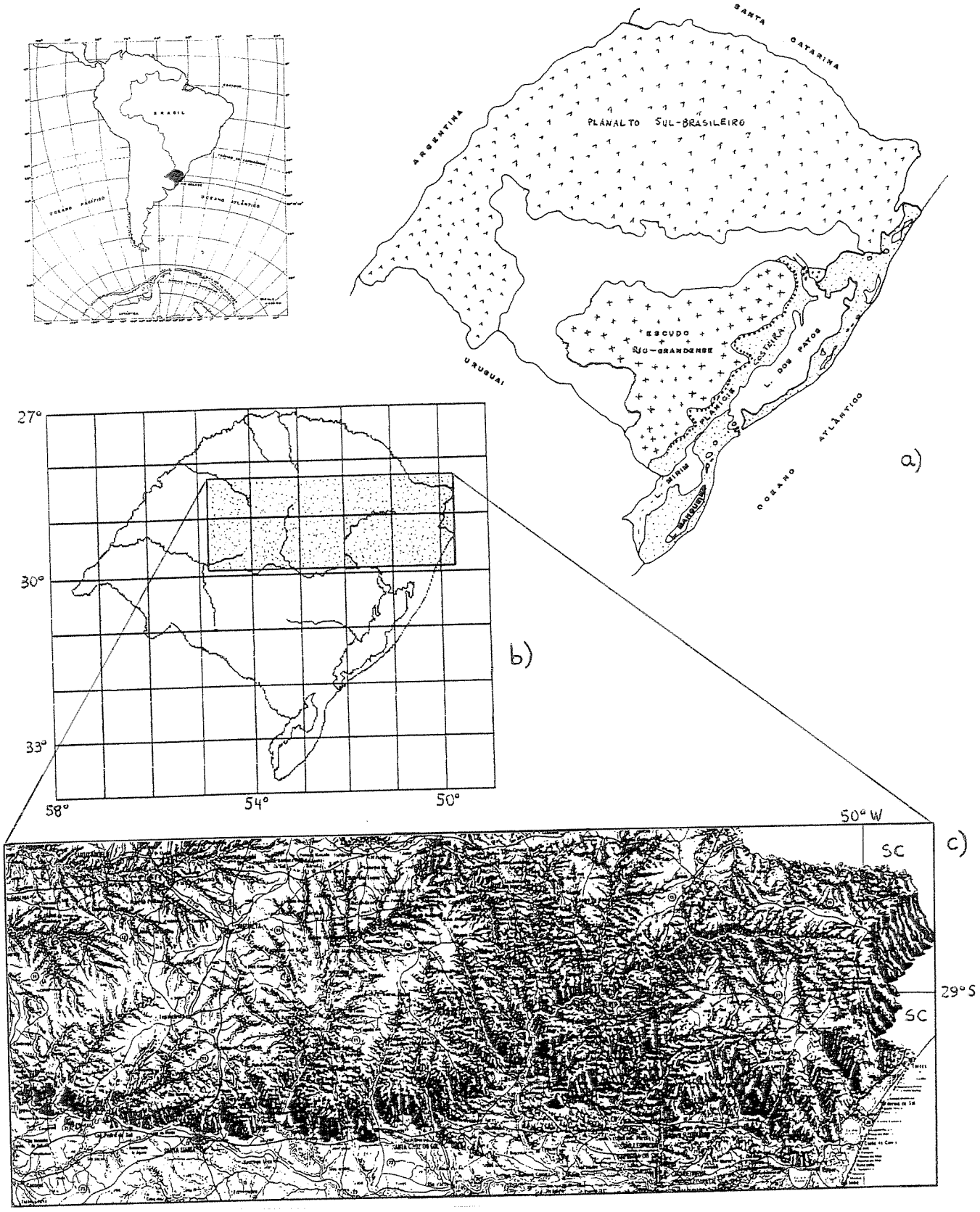


Figura 2.2 - a) Localização do Planalto Sul-Brasileiro no Rio Grande do Sul; b-c) Bordas deste Planalto: encostas oriental (em território catarinense, voltada para o Oceano Atlântico) e meridional (em território sul-rio-grandense, sempre abaixo de 29°S) da Serra Geral. Adaptada de Vieira (1984) e Larocca (1998).

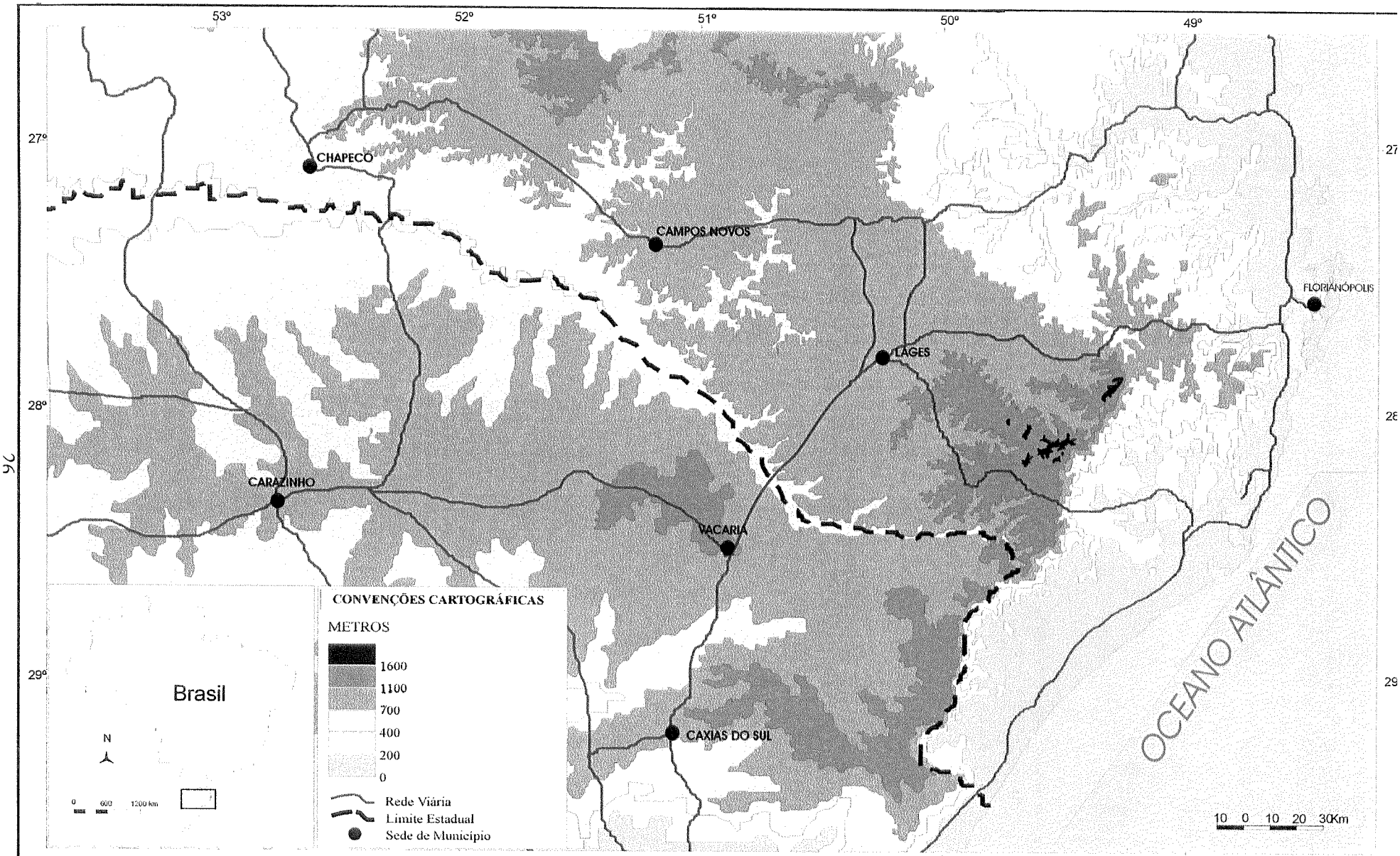


Figura 2.3 - Hipsometria de partes dos estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul. Adaptada de Gaplan (1986), Seplan (1991) e Pauwels (1997).

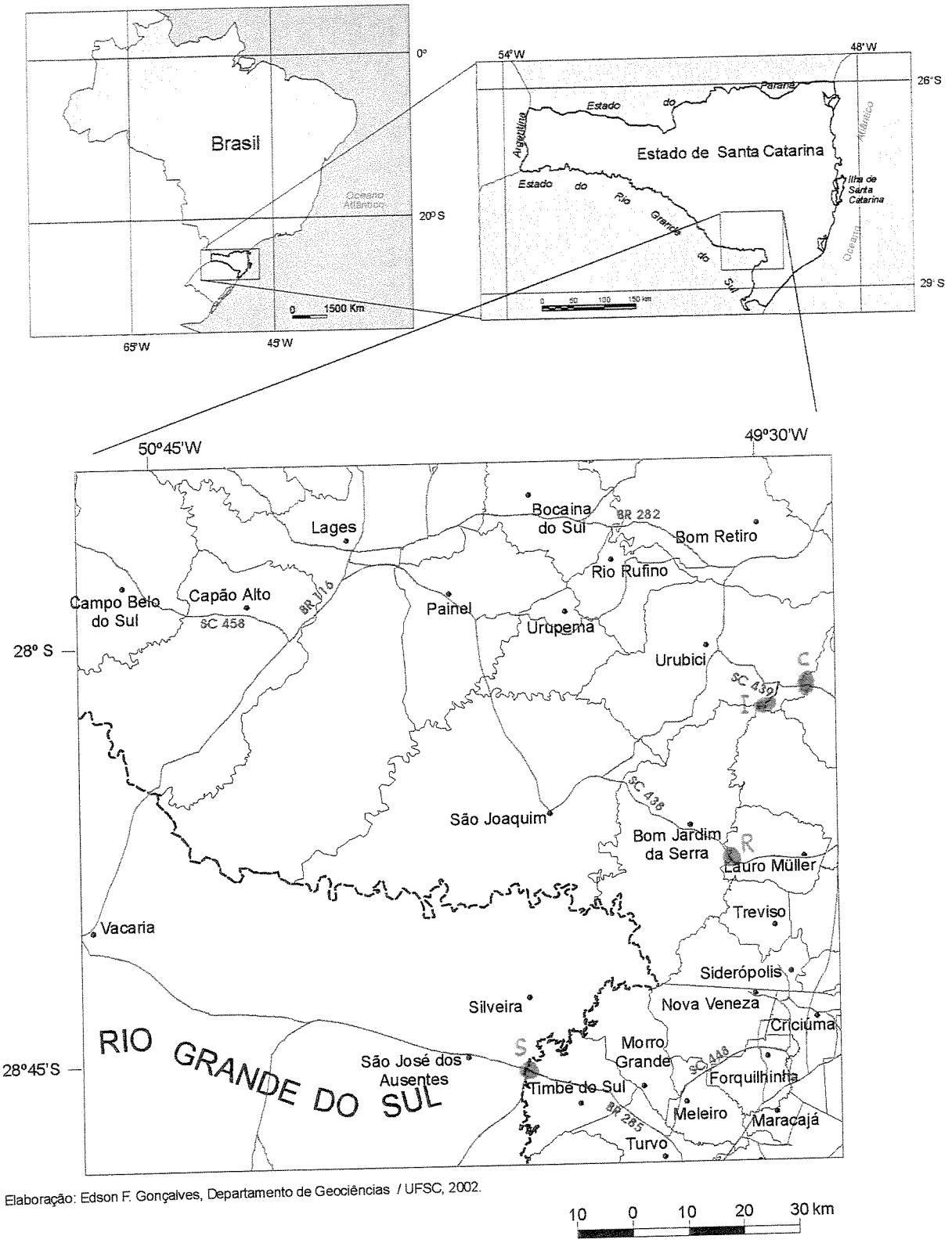


Figura 2.4 - Localização das áreas amostradas (de norte para sul): C = Serra do Corvo Branco e imediações; I = Morro da Igreja e imediações; R = Serra do Rio do Rastro e imediações; S = Serra da Rocinha e imediações.

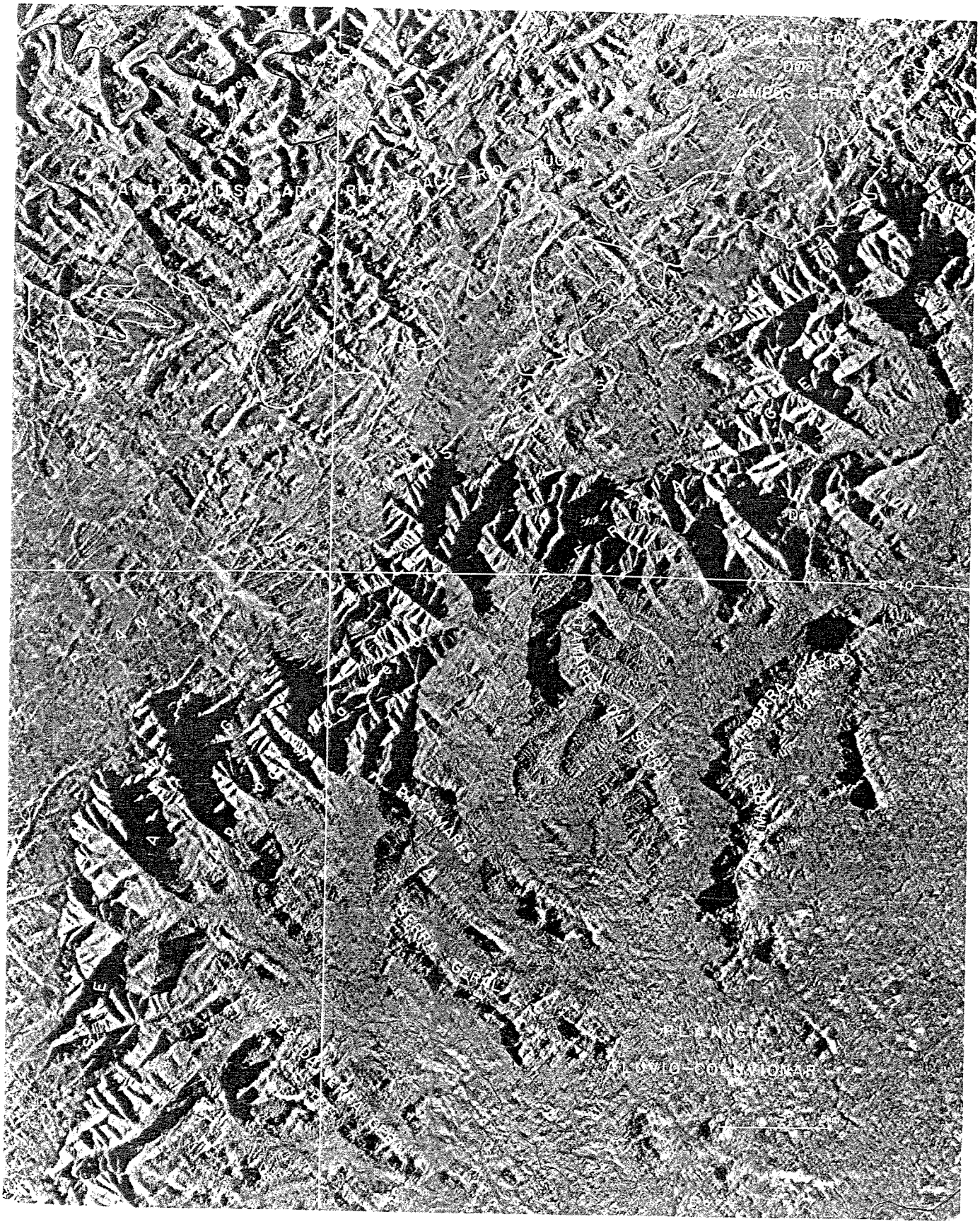


Figura 2.5 - Imagem de radar dos Aparados em torno de 28°40'S e 49°50'W (segundo Justus *et alii* 1986:331).

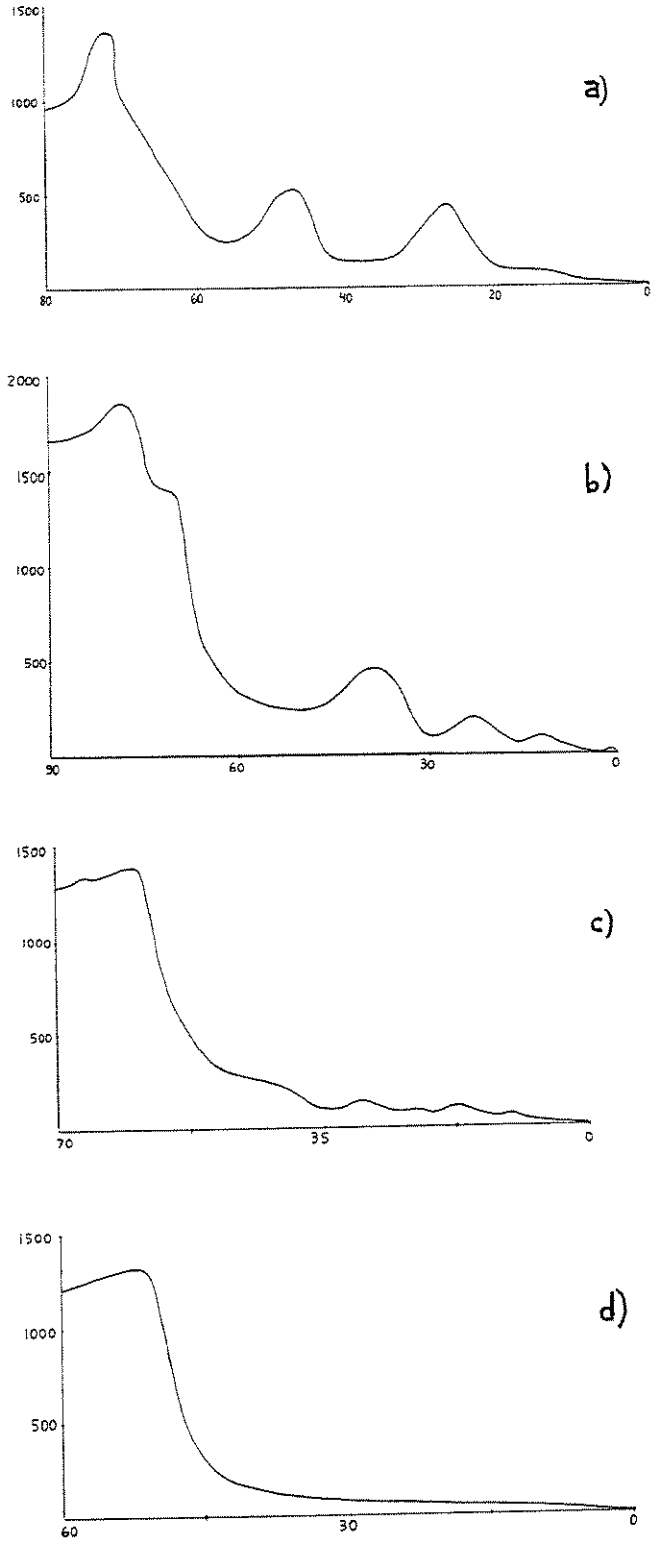


Figura 2.6 - Transeções entre o Oceano Atlântico (0 km) e o topo dos Aparados (a 50-70 km do mar), nas 4 áreas amostradas. Eixo x: distância do oceano, em km; eixo y: altitude, em m. a) Serra do Corvo Branco; b) Morro da Igreja; c) Serra do Rio do Rastro; d) Serra da Rocinha.

cf. folha Bom Retiro: IBGE 1976a), onde a Serra aparentemente se interioriza e sua borda afasta-se do alinhamento paralelo ao oceano. O **extremo sul** foi considerado em São Francisco de Paula, RS, nas nascentes do rio Mampituba, onde a borda oriental da Serra Geral ou do planalto perde a orientação geral norte-sul, grosseiramente paralela ao oceano, e afasta-se deste, nos "chamados campos do Josafá" (Rambo 1948), nascentes do arroio Josafá (Pauwels 1928-9:254), próximo à Serra das Pedras Brancas (29°21'S e 50°02'W, 1000 m de altitude; cf. folha Aratinga: DSG/Ministério do Exército 1980c), e suas encostas, geralmente voltadas para leste em SC, tornam-se em geral voltadas para sul (Figura 2.2), ao longo dum grosseiro alinhamento leste-oeste, a "borda meridional do planalto" (Rambo 1948), "Região Serrana" ou "Área Serrana" (Justus *et alii* 1986:335).

Entre estes dois pontos extremos, distantes cerca de 185 km em linha reta, estimou-se uma distância de aproximadamente 250 km, medindo-se os contornos da Serra num mapa na escala de 1:500.000, e cerca de 375 km, medindo-se a extensão ao longo do topo da Serra em mapas (escala 1:50.000) da Carta do Brasil: folhas Bom Retiro, Aiurê, Urubici, Bom Jardim da Serra, São Bento Baixo, Silveira e Jacinto Machado (IBGE 1976a-g), e folhas Praia Grande, Cambará do Sul e Aratinga (DSG/Ministério do Exército 1980a-c). A amplitude longitudinal dos Aparados situa-se entre 49°15' e 50°10'W, e a latitudinal pode ser tomada diretamente da Tabela 2.1. A ocorrência da Serra do Mar no sul de SC, afirmada em muitos estudos antigos (e recentemente por Bigarella 1991:72), não é aceita em nosso trabalho, onde a Serra do Mar é considerada como ocorrendo apenas no extremo norte de SC (ver Almeida & Carneiro 1998b). Klein (1975:85) parece incluir parte da transição entre as bordas oriental e meridional da Serra Geral em sua delimitação dos Aparados, e Justus *et alii* (1986:334) incluem o rio Três Forquilhas (absurdamente considerado afluente do rio Mampituba) na área dos Aparados; tais inclusões são rejeitadas em nossa circunscrição.

Tabela 2.1 - Informações geográficas sobre os Aparados e as áreas amostradas (ver seção 2.3, Fig. 2.4).

Local	Latitude	Longitude	Altitude no topo (m)	Distância do mar (km)
Extremo norte	27°48'S	49°19'W	1666	68
Morro da Cruz	27°59'S	49°19'W	1600	68
Serra do Corvo Branco - C	28°03'S	49°22'W	1400	72
Morro da Igreja - I	28°08'S	49°29'W	1820	77
Serra do Rio do Rastro - R	28°24'S	49°33'W	1400	58
Monte Negro	28°37'S	49°48'W	1400	55
Serra da Rocinha - S	28°47'S	49°57'W	1200	53
Extremo sul	29°21'S	50°02'W	1000	21

Muitos rios têm suas nascentes nos Aparados (Pauwels 1928-9). Os dois maiores, Pelotas e Canoas, seguem para o oeste, afastando-se bastante entre eles antes de se unirem para formar o rio Uruguai (Peluso Jr. 1986), mas muitos outros vertem para o leste no sentido do Oceano Atlântico, através de vales profundos e estreitos e/ou de cânions encravados na Serra, como os rios Oratório e Rocinha (este sem qualquer vinculação com a Serra da Rocinha, localizada bem mais ao sul), que em apenas 3 e 4,5 km de percurso, respectivamente, apresentam um desnível de 900 m (Justus *et alii* 1986), propiciando a formação de belíssimas paisagens, que compõem o mais grandioso conjunto orográfico sul-brasileiro, complementado pelos impressionantes aspectos propiciados pelas diferentes formações vegetacionais que aí se desenvolveram, algumas das quais conseguiram ocupar locais aparentemente inacessíveis. Estas justamente serão as abordadas neste trabalho.

Geologicamente, o substrato dos Aparados da Serra é de origem vulcânica (ácida, formada por dacitos e riolitos, ou básica, formada por basaltos) nas áreas mais altas (1800 a 800 m ou menos) e sedimentar em altitudes intermediárias (500-1300 m), ambas da era Mesozóica, mas com idades muito debatidas entre os pesquisadores. A espessura de cada camada é bem variável, mas em geral a vulcânica (Formação Serra Geral) é muito mais espessa e ocupa a parte superior, sendo portanto mais recente, enquanto a sedimentar arenítica (Formação Botucatu) é mais antiga e sua origem tem sido suposta, por diferentes autores, em um dos 3 períodos do Mesozóico (Triássico, Jurássico e Cretáceo); abaixo dos arenitos, ou entremeados com estes, geralmente ocorrem folhelhos, também rochas sedimentares (Figura 2.7).

Os arenitos têm granulação fina a média, coloração vermelha, rósea ou amarela-clara, tendo sido depositados por ação eólica em antigos ambientes desérticos (Kaul 1990:39), interpretados como triássicos

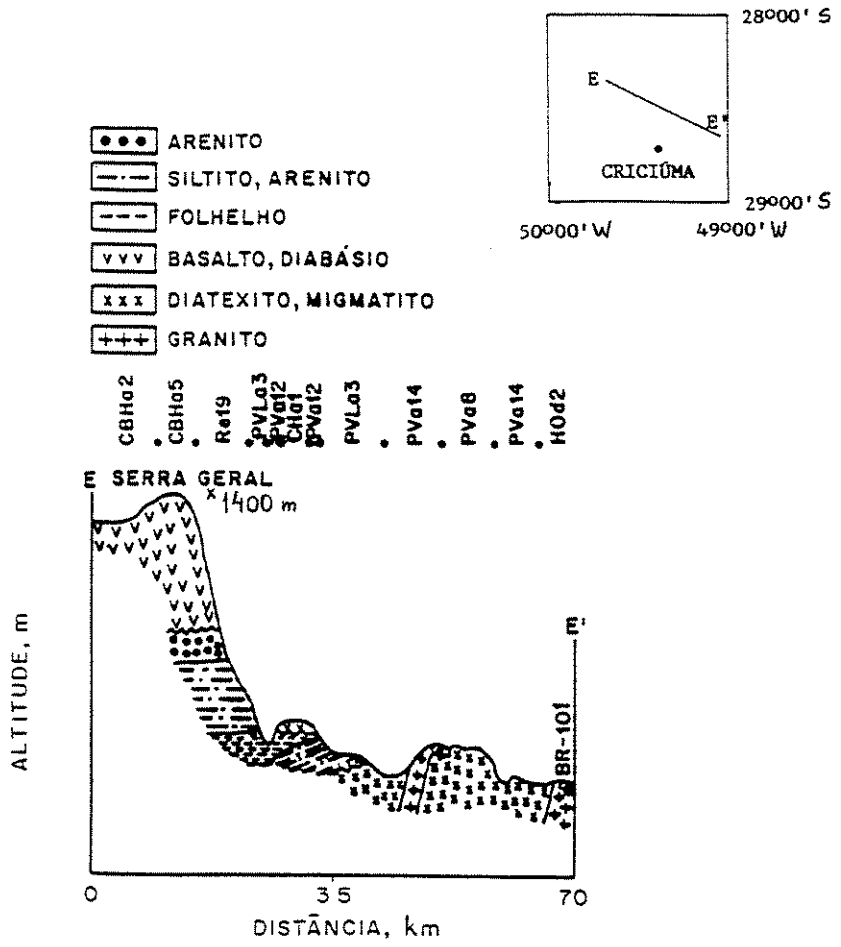


Figura 2.7 - Corte transversal EE' entre a BR 101 (na planície litorânea de Santa Catarina) e o topo da Serra do Rio do Rastro, mostrando a **geologia** e as **classes de solo** dominantes. **PVa8**: Podzólico Vermelho-Amarelo álico ou distrófico Tb A moderado textura média cascalhenta/argilosa cascalhenta + Podzólico Vermelho-Amarelo latossólico A moderado ou A proeminente textura argilosa; **PVa12**: Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado ou A proeminente textura argilosa/muito argilosa + Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb sômbrico A moderado textura média/argilosa + Podzólico Bruno Acinzentado álico Tb ou A moderado textura média/argilosa; **PVa14**: Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado textura média cascalhenta/argilosa cascalhenta + Cambissolo distrófico ou álico Tb A moderado textura média ou argilosa cascalhenta + Solo Litólico distrófico A moderado textura média cascalhenta; **PVLa3**: Podzólico Vermelho-Amarelo Latossólico álico A proeminente e A moderado textura argilosa + Podzólico Vermelho-Amarelo Tb A proeminente ou A moderado textura média/argilosa + Latossolo Vermelho-Amarelo (todos álicos); **CBHa2**: Cambissolo Bruno Húmico álico Tb ou A proeminente textura argilosa ou muito argilosa + Terra Bruna Estruturada álica A proeminente textura muito argilosa + Associação complexa de Solos Litólicos álicos A proeminente textura média ou argilosa com afloramento de rocha; **CBHa5**: Cambissolo Bruno Húmico álico Tb A proeminente textura argilosa ou muito argilosa + Cambissolo Bruno álico Tb A turfoso textura argilosa + Associação complexa de Solos Litólicos Húmicos álicos e A turfoso textura média com afloramento de rocha; e **HOd2**: Solo Orgânico distrófico ou álico textura indiscriminada + glei Húmico eutrófico Ta A chernozêmico e A moderado textura média ou argilosa (segundo Prado 1996:172).

(Rambo 1959, Ab'Sáber 2000), jurássicos (Kaul 1990, Milani & Ramos 1998), triássicos ou jurássicos (Renne *et alii* 1992), juro-cretáceos (Scheibe 1986, Milani 2000) ou cretáceos (Holz 1999, Roisenberg & Viero 2000, Scherer *et alii* 2000); a Formação Botucatu raramente ultrapassa os 100 m de espessura e é afossilífera, sendo sua idade estimada por relações estratigráficas (Scheibe 1986), que impossibilitam datar precisamente o início da sedimentação; pode-se indicar cerca de 150 milhões de anos para esta Formação (Almeida & Carneiro 1998a, Milani & Ramos 1998), embora diferentes autores a tenham estimado entre 130 e 210 milhões de anos.

A Formação Serra Geral constitui o substrato litológico fundamental do Planalto Sul-Brasileiro, sendo constituída por uma seqüência espessa de rochas vulcânicas predominantemente básicas, mas contendo também unidades ácidas, mais abundantes na porção superior dos derrames (Justus *et alii* 1986, Herrmann & Rosa 1990:71; Umann *et alii* 2001; L.F. Scheibe, Dpto. de Geociências da UFSC, com. pess.) e que ocupam cerca de 150 mil km^2, podendo atingir até 400 m de espessura (Umann *et alii* 2001). Isto fez Kaul (1990:39) dividir esta Formação em duas porções, a Seqüência Básica, grandemente predominante em área e volume, com derrames de basalto, andesito e basalto com vidro, e a Seqüência Ácida, que corresponde a áreas de relevo menos dissecado e menos arrasado, com derrames de dacitos pórfiros, dacitos felsíticos, riolitos felsíticos, riodacitos felsíticos, basaltos pórfiros e fenobasaltos vítreos. Segundo Scheibe (1986), a grande variação na composição química das rochas desta Formação tem sido evidenciada recentemente, pois anteriormente eram consideradas como apenas de caráter basáltico. Os basaltos apresentam teores menores de sílica (entre 50 e 54%) e K, e maiores de Mg, Ca, Ti e Fe, enquanto os dacitos e riolitos têm teores maiores de sílica (65 a 68%) e K, e menores de Mg, Ca, Ti e Fe (Sartori *et alii* 1982, Philipp *et alii* 1994, Roisenberg & Viero 2000), sendo também diferentes as suas densidades médias, 2,89 e 2,56-2,60, respectivamente (Sartori *et alii* 1982).

Para diversos autores, aparentemente baseados em trabalhos mais antigos, a Formação Serra Geral teria 190 (Holz 1999:117) ou 110 a 160 milhões de anos (Kaul 1990:40) e seria composta por vários derrames magmáticos de idades juro-cretáceas (Angulo *et alii* 1999) ou até do Terciário Superior (Veloso 1992:20, *et alii* 1991:71). No entanto, estudos na década de 90 definem o magmatismo da Bacia do Paraná como um episódio de curta duração e de idade cretácea (Philipp *et alii* 1994, Milani & Ramos 1998), iniciado há cerca de 133 milhões de anos e terminado menos de 1 milhão de anos depois, antes do início da separação do Gonduana na região (Renne *et alii* 1992; sobre a fragmentação do Gonduana, ver McLoughlin 2001 e referências aí citadas). Porém, estas determinações geocronológicas não foram totalmente confiáveis, sendo contrariadas por investigações recentes que usaram um método mais preciso ($^{40}Ar/^{39}Ar$), que indicou uma duração de 10 milhões de anos para o magmatismo na Bacia como um todo, iniciado no Cretáceo há 137 milhões de anos em porções no NW e se estendendo até 133-127 milhões de anos atrás nas porções mais recentes, no S e SE da Bacia, mostrando um sentido de migração NW-SE (Mantovani *et alii* 1995); a porção SE corresponde à região dos Aparados.

Rochas vulcânicas semelhantes existem na Namíbia, onde são denominadas Província Etendeka (Renne *et alii* 1992, Almeida & Carneiro 1998a, McLoughlin 2001, Umann *et alii* 2001) e correspondem a apenas 6% de toda a lava extravasada, enquanto a porção sul-americana representa 94% do total (Mantovani *et alii* 1995); para informações sobre a VR africana nesta província, ver Burke (2001), e para outras comparações geológicas entre os dois continente, ver Torquato & Cordani (1981). Foi a maior manifestação vulcânica ocorrida sobre um continente em todos os tempos, com dezenas de derrames de lavas construindo um pacote com mais de 1000 m de espessura de lavas, cobrindo 98% da superfície da Bacia do Paraná. O peso deste enorme pacote de rochas vulcânicas e a ação de grandes esforços de distensão causaram a quebra do continente de Gonduana, dando início à separação entre a América do Sul e a África, bem como ao nascimento do Oceano Atlântico Sul (Villwock 1998, McLoughlin 2001), mas com impacto climático pouco perceptível (Wignall 2001). Não foi um vulcanismo explosivo, mas um vulcanismo de inundação (Almeida & Carneiro 1998a).

Cada derrame chega a até 50 m de espessura e normalmente apresenta um zoneamento decorrente das diferentes condições de resfriamento do magma (da base para o ápice): zona vítrea, zona de fraturamento horizontal, zona de fraturamento vertical (a mais espessa, com boa permeabilidade da rocha e infiltração da água) e zona amigdalóide (Leinz & Amaral 1985:290, Scheibe 1986); entre as lavas, podem ocorrer intercalações de arenitos interderrames de origem eólica e granulação fina a média (Justus *et alii* 1986:328).

Predominam rochas básicas em relação às ácidas na Formação como um todo (Sartori *et alii* 1982, Scheibe 1986, Kaul 1990, Ab'Sáber 2000, Roisenberg & Viero 2000, Umann *et alii* 2001), mas a região dos Aparados teria predominância de derrames ácidos (Renne *et alii* 1992, sua fig.1; Umann *et alii* 2001), o mesmo ocorrendo em parte do centro-sul de SC, na bacia do rio Canoas, onde as rochas básicas têm pequena participação (Philipp *et alii* 1994); no entanto, a maioria dos mapas mostra a região dos Aparados fazendo parte da seqüência básica (por exemplo, Roisenberg & Viero 2000:361). Sartori *et alii* (1982) consideram a área junto ao rio Pelotas perto de São Joaquim como também dominada por derrames de lavas básicas, exceto por pequenos e localizados derrames de lavas ácidas em São Joaquim, em 2 locais acima de 1400 m de altitude.

Se adotarmos a classificação **climática** de Köppen, a região dos Aparados está incluída no tipo **Cfb**, caracterizado por um clima temperado úmido (=**C**), com chuvas durante todos os meses do ano (=**f**) e com temperatura média do mês mais quente inferior a 22°C (=**b**) [Mota 1951, Moreno 1961]. Nimer (1989) e Nimer & Oliveira (1990) classificam o clima de toda a região como temperado mesotérmico médio superúmido, sem seca. Não há qualquer estação meteorológica nas proximidades dos Aparados, o que impede uma caracterização segura do clima regional e nos obriga a citar dados não totalmente confiáveis, obtidos por extrapolações ou de formas não explicadas; a estação meteorológica de São Francisco de Paula (RS) é a que supostamente melhor reflete tal clima, embora esteja localizada um pouco ao sul do limite meridional dos Aparados, além de sua altitude ser inferior às das áreas que amostramos; porém, as estações do planalto catarinense e das planícies litorâneas, mesmo a poucas dezenas de quilômetros dos Aparados, são menos representativas do clima destes.

"No planalto meridional brasileiro não há mês muito seco durante o ano, sendo a precipitação mínima mensal dessa região de 30 mm" (Machado & Siqueira 1980); a "pluviosidade está bem distribuída, sem separação entre estações chuvosa e seca" (Carpanezzi *et alii* 1988), sem ocorrência de déficit hídrico (Machado & Siqueira 1980, Carpanezzi *et alii* 1988) em qualquer mês e chovendo em média 147 dias por ano (Backes 1999). O clima dos Aparados é bastante úmido, com precipitação média anual entre 1500 e 1750 mm (Nimer & Oliveira 1990:158), entre 1750 e 2000 mm (Rambo 1953:205), acima de 1800 mm (Mattos 1957), entre 2000 e 2500 mm (Rambo 1948), cerca de 2450 mm (Bueno & Senna 1992; valor medido na estação de São Francisco de Paula, entre 1912 e 1942, cf. Mota 1951), mais de 2500 mm (Sobral 1992) ou entre 2000 e 3000 mm (Larocca 1998:12).

A grande e freqüente condensação de água no alto das encostas, que talvez seja a característica mais marcante e única da região, com a cotidiana formação de nevoeiros ("viração", no vocabulário local, cf. Pauwels 1928-9:325, ou cerração) junto ao topo das encostas, foi usada para cunhar a expressão "matinha nebular" e assim designar o tipo de floresta que domina muitos destes locais. "Na orla dos precipícios a cerração dura dias, e às vezes semanas inteiras" (Rambo 1948). As chuvas são principalmente orográficas, em função das freqüentes massas de ar quente e úmido, com evaporação oceânica, que se resfriam ao se deslocar serra acima e condensam próximo ao topo.

Todas as estações meteorológicas mais próximas dos Aparados situam-se longe das áreas que possuem as maiores precipitações e condensações, o que faz com que seus registros sejam subestimativas dos valores hídricos realmente ocorrentes nas áreas aqui amostradas. A estação de São Francisco de Paula registrou precipitações médias mensais entre 182 mm (fevereiro) e 239 mm (outubro), com 8 meses acima de 200 mm (Mota 1951). Pellerin *et alii* (1997) e Buss *et alii* (2000) comprovam o caráter essencialmente localizado de muitas das precipitações e a eventual ocorrência de chuvas torrenciais, especialmente em tardes muito quentes do verão (ver efeitos na Foto 19), conseqüentes do "deslocamento de uma formação de cumulunimbus do oceano" para as escarpas da Serra Geral, sendo que a precipitação deste tipo de nuvem pode atingir 500 mm em uma hora, enquanto as precipitações diárias registradas nas sedes de municípios litorâneos (distantes apenas 10-15 km dos Aparados) quando há formações deste tipo são 5 ou 10 vezes menores que isto; por exemplo, Back (1997) não registrou precipitações maiores que 54 mm no período de uma hora em Urussanga (SC; a cerca de 25 km dos Aparados) entre 1981 e 1993.

Nimer & Oliveira (1990:166) estimam a temperatura média anual do Morro da Igreja em 10°C aproximadamente, a mais baixa do Brasil, e no restante dos Aparados ela é inferior a 14°C; Mattos (1957) registra 12°C como média anual para a região de Urubici e Bom Jardim da Serra. As temperaturas no inverno são as mais baixas do sul do Brasil, pois em julho, o mês mais frio, bem como em junho e agosto, a média das

mínimas diárias é inferior a 6°C (Nimer & Oliveira 1990:173); a estação de São Francisco de Paula registrou médias mensais entre 9,9°C (julho) e 18,3°C (janeiro), com média anual de 14,1°C, que foram sempre as mais baixas entre as 39 estações do RS (Mota 1951). É comum a precipitação de neve, que ocorreu em quase todos os anos das últimas 5 décadas, bastante concentrada entre junho e agosto, mas já tendo nevado inclusive em abril: segundo Nimer & Oliveira (1990:180), 3 dias de nevada por ano (em média), muitas vezes cobrindo completamente o solo e a vegetação, chegando a acumular até 0,5 m; Mattos (1957) cita uma média de duas a 4 nevadas anuais, para a área de Urubici e Bom Jardim, permanecendo acumulada durante 6-9 dias nos locais menos ensolarados; as nevadas acompanham entradas de frentes frias de origem polar.

A formação de geadas, com mais de 30 dias de geada por ano (Nimer & Oliveira 1990:178), e a ocorrência de temperaturas negativas, com mínimas absolutas inferiores a -12°C (Nimer & Oliveira 1990:178), abaixo de -15°C (segundo funcionários do CINDACTA, no Morro da Igreja), até -16°C (Mattos 1957) ou entre -14 e -20°C (Reitz & Klein 1966:23), são comuns no inverno e podem estar associadas a fortíssimos ventos (que chegam a ultrapassar 100 km/h, provocando danos nas instalações de aço e concreto do CINDACTA) nas partes mais expostas ou planas, que produzem sensações térmicas ainda mais baixas que as da simples temperatura do ar (os 3 últimos valores de temperatura e a velocidade do vento referem-se a registros não-padronizados); é provável que tais temperaturas extremas façam dos Aparados, e especialmente da área do Morro da Igreja, o local mais frio de todo o leste da América do Sul, pois, para o Itatiaia, um dos pontos mais altos do país, Segadas-Vianna & Dau (1968) referem a mínima absoluta de -6°C; no entanto, Safford (1999b:723) afirma que ela já chegou ali a no mínimo -15°C em maior altitude, o que se aproximaria da mínima absoluta dos Aparados.

Durante o inverno, no Morro da Igreja, às vezes a água congelada forma placas sobre o solo e em escarpas de locais mais sombrios e permanece neste estado durante alguns dias, sem derreter se não receber diretamente a radiação solar. Temperaturas noturnas muito baixas ocorrem mesmo durante o verão (Backes 1999). A temperatura máxima absoluta para os Aparados é de 34°C (Nimer & Oliveira 1990:170), considerando o período anterior a 1942 (Nimer 1989:235), mesmo valor citado por Mattos (1957) para Urubici, mas registros (não-padronizados) efetuados por nós no topo da Serra do Corvo Branco, sob sol e próximo do meio-dia, atingiram valores próximos a 40°C em alguns dia de verão. A máxima amplitude térmica dos Aparados, portanto, fica entre 45 e 50°C (baseada apenas nos registros citados pela bibliografia), dependendo da altitude do local; tal valor é bem superior aos citados por Safford (1999b) de pouco mais de 35°C de amplitude no alto do Itatiaia, de cerca de 30°C das áreas de puna com estações meteorológicas e de 10-25°C da maioria dos páramos (que poderiam chegar a 30°C em alguns locais). Estas características atmosféricas dos Aparados, associadas à pobreza, acidez e muitas vezes pequena profundidade (ou mesmo ausência) do solo, tornam esta região a mais inóspita de todo o sul do Brasil, ou até do leste da América do Sul, tanto para a vida vegetal como para a humana. Para as maiores altitudes da região sudeste do Brasil, Safford (1999a,b) e Modenesi-Gauttieri (2000) descrevem vários aspectos do ambiente físico, de interesse para eventuais comparações com os Aparados sulinos.

Embora tenha sido um dos tipos de vegetação mais importantes em termos de área ocupada durante os últimos séculos, a MN não é a principal formação vegetacional dos Aparados, pois aí ocorrem também outros tipos de floresta, além de vegetações campestres e rupícolas, que originalmente já formavam um mosaico de tipos de vegetação (Baptista *et alii* 1979), o qual ainda continua a existir, só que certamente bastante alterado pelas atividades humanas, que reduziram muito as formações florestais densas e favoreceram e ampliaram as formações herbáceas (ainda que alterando grandemente suas composições florísticas e espécies dominantes) e as vegetações lenhosas sucessionais (formadas especialmente por arbustos e árvores pioneiras). Além disso, existem hoje, e possivelmente também já existiam há vários séculos ou milênios, áreas de transição entre a MN e outros tipos de vegetação associada (campo, VR dos paredões, pinhal e turfeira, nas porções mais altas, e mata atlântica de encosta, nas inferiores). Rambo (1956a) e Baptista *et alii* (1979) também reconheceram estas mesmas 5 formações vegetacionais na porção superior dos Aparados do RS, além da mata atlântica das encostas inferiores, não estudada por Rambo (1956a), mas considerada e parcialmente caracterizada por Rambo (1949, 1956b) e Baptista *et alii* (1979), tendo sido bem detalhada por Citadini-Zanette (1995) e Jarenkow (1994) em áreas bastante próximas dos Aparados. Teixeira & Coura Neto (1986) apresentam uma classificação vegetacional bastante diferente para a região, que não foi por nós adotada, por a considerarmos muito menos adequada.

2.3. Áreas amostradas

O norte dos Aparados da Serra foi mais abrangido no presente trabalho e corresponde às porções catarinenses dos Aparados, que incluem o extremo norte e duas áreas "intermediárias" aqui amostradas, mas também foi incluída uma porção no sul dos Aparados, que se localiza no norte do RS (Figura 2.4). Algumas expedições foram feitas a 3 outros locais dos Aparados ainda mais no sul (de norte para sul: Serra do Faxinal, Itaimbezinho e Josafá, todos com encostas em SC e topo no RS), ainda na borda oriental da Serra Geral, e também a 3 serras já na transição entre as bordas oriental e meridional (Tajuva, Serra do Pinto e Serra do Umbu, as 3 no RS). Nestas 6 áreas, não foi encontrada a típica MN no topo do planalto e nem foi explorada a VR, e o material aí coletado só foi incluído neste trabalho quando se tratou de alguma espécie rupícola ou endêmica que poderia ocorrer mais ao norte dos Aparados (já que aparentemente não há grandes diferenças abióticas ou florísticas entre estas serras e a da Rocinha), onde ainda não foi encontrada. A inclusão destas espécies é para destacar a necessidade de maior atenção a elas durante as próximas atividades de campo. Rambo (1953, 1956a) considerou como MN a vegetação do topo da Serra do Faxinal (discutida por nós no cap. 4), embora afirme que ela foi grandemente destruída pelo incêndio de 1951, mas também não considerou MN a mata em torno do Itaimbezinho. Bertoletti & Teixeira (1995:27) registram a ocorrência de MN inclusive na transição entre as bordas oriental e meridional do planalto, entre a Serra do Pinto e a do Umbu, numa área não visitada por nós (ver cap. 4, seção 4.12).

A utilização de estações de coleta, já adotada no sul do Brasil há mais de meio século por Rambo (1956a:237) no RS e repetida por Reitz (1965) e Klein (1979, 1980) em SC, foi também seguida neste trabalho. Os estudos mais demorados e metódicos foram feitos em 4 áreas (Figura 2.4), que são praticamente as únicas em SC com acesso para veículo comum. A última e mais meridional destas áreas tem uma parte (todo o topo) dentro do RS, onde concentramos as coletas em dois locais mais altos, nos topos da Serra da Rocinha e do Monte Negro, acima de 1200 m, que apresentavam MNs. Em altitudes menores, mais para o sul, o pinhal ou o campo geralmente ocupa as margens superiores dos Aparados sul-rio-grandenses. Assim, todas as 4 áreas em que a VR foi amostrada localizam-se em SC; para a MN, 3 áreas situam-se em SC e a mais meridional localiza-se, a maior parte dela, no RS, com algumas porções na parte superior das encostas de SC.

A área mais ao **norte** é a **Serra do Corvo Branco** e arredores (28°03'S, 49°22'W, indicada por **C** na Figura 2.4 e em Tabelas), com acesso pela SC 439, uma estrada de terra em razoáveis condições, onde foram explorados 4 locais: 1) o topo ao sul da SC 439, propriedade de Juarez Oliveira, a cerca de 1400 m de altitude (Figura 2.6.a), com MNs bem conservadas apenas nas encostas muito íngremes e quase inacessíveis, mas com restos de MNs em áreas mais planas, e com VR relativamente acessível no alto dos paredões vulcânicos (Foto 21); 2) as encostas e paredões areníticos ao longo da estrada SC 439 na vertente leste da Serra (Fotos 1-8, 20-2, 24-6), que era percorrida a pé, entre 800 e 1200 m de altitude, onde se encontra VR nas escarpas mais íngremes e MN no topo, além de mata atlântica de encosta (Foto 5) abaixo de 900 m e mata atlântica de altitude entre 950 e 1100 m; 3) o Morro da Cruz (27°59'S, 49°19'W, Foto 5), que é o extremo sul do Campo dos Padres, a cerca de 1600 m de altitude, onde encontram-se MNs e VR nas encostas declivosas e penhascos, respectivamente, e campos (provavelmente antrópicos) e restos de pinhais secundários (estes geralmente abaixo de 1500 m) em locais mais planos e encostas mais suaves; 4) paredões com VR ao longo do rio Canoas e da estrada que leva ao Morro da Cruz, ao norte da SC 439, em altitudes de 1100 a 1400 m. Os locais 1, 3 e 4 situam-se no município de Urubici, enquanto o 2 é no município de Grão Pará. A maior parte da área do Campo dos Padres, que é o extremo norte dos Aparados da Serra Geral, rica em MNs, não foi incluída como área amostral em função da extrema dificuldade de acesso.

A área intermediária **centro-norte** é o **Morro da Igreja** e imediações (28°08'S, 49°29'W, indicado por **I** na Figura 2.4 e em Tabelas), atingido por estrada asfaltada de 15 km de extensão ao sul da SC 439. Uma pequena superfície no topo do Morro pertence ao Ministério da Aeronáutica e é de acesso restrito, mas fomos gentilmente autorizados a também trabalhar dentro dela, em volta das instalações do CINDACTA (Centro Integrado de Defesa Aérea e Controle do Tráfego Aéreo Regional). A altitude aí ultrapassa um pouco os 1800 m; atinge 1860 m e é o ponto culminante da Serra Geral (cf. Bigarella 1991:74) e de todo o estado, **ou** chega apenas a 1822 m (segundo a folha Aiurê [IBGE 1976b] e também conforme o mapa hipsométrico de Gaplan 1986), que foi a altitude considerada neste trabalho e a mais freqüentemente registrada por nosso altímetro; tal altitude o coloca como o segundo (cf. IBGE 1976a-g) ou terceiro ponto mais alto de SC (cf. Gaplan 1986, Seplan 1991:22), 5 m abaixo de um morro no Campo dos Padres; os locais de coleta situavam-

se entre 1500 m e o topo do Morro da Igreja (Figura 2.6.b). Nesta área (Fotos 9-11, 36-9), são encontradas MNs (a 1600-1800 m) em porções planas e em encostas suaves (20-40°) ou íngremes (50-70°), transições extensas entre MNs e pinhais (em torno de 1550 m), VRs em paredões vulcânicos quase verticais (entre cerca de 800 e 1800 m), afloramentos vulcânicos com áreas desnudas em certos pontos mais altos, turfeiras (a 1750-1800 m) e campos (a 1500-1800 m, a maioria provavelmente antrópicos) em áreas planas ou encostas suaves, e transições muito rápidas entre MNs e estes últimos 3 tipos de vegetação mais herbácea. Em torno de 1500 m e abaixo disto, geralmente dominam pinhais pouco desenvolvidos, nas áreas planaltinas a oeste dos Aparados, em muitas das quais já houve derrubada do pinhal e sua substituição por campos evidentemente antrópicos. A mata atlântica de encosta ocupa as vertentes da serra a leste dos Aparados, em altitudes de até 800-900 m (município de Orleans), geralmente separada das MNs do topo por grandes faixas de VR e paredões areníticos e/ou vulcânicos.

Vários locais foram percorridos no **Morro da Igreja** e arredores, mas principalmente: 1) a área cercada pelo CINDACTA e pouco abaixo dele, junto às furnas voltadas para o norte, com VR de afloramentos planos e de paredões verticais, ambos vulcânicos, e MN em encostas; 2) as nascentes do rio Pelotas, local de captação d'água pelo CINDACTA, com MN (1600-1750 m) em encostas e superfícies planas junto ao rio; 3) a encosta do Morro da Igreja ao sul do CINDACTA (1600-1780 m), com MN em encostas íngremes ou suaves e VR nos paredões verticais; 4) MNs próximas (0-2 km) da estrada, entre os km 11,5 e 15, em encostas ou locais planos (1650-1800 m); 5) transição MN/pinhal (1500-1550 m) ao longo da rede elétrica que vem de Urubici para o CINDACTA, a cerca de 2-3 km a oeste da estrada (acesso pela porteira no km 13), em área plana ou encosta suave – este local foi percorrido menos vezes. A vegetação atual destes locais não é somente rupícola ou MN, sendo comum também a presença de turfeiras e de campos evidentemente antrópicos em áreas mais planas, tanto acima de áreas de MN quanto cercadas por estas (como se fossem "ilhas" de campo, e neste caso geralmente com trilhas ["carreiros"] de gado passando por dentro das MNs). Todas estas áreas localizam-se no município de Urubici. O mapa da folha Aiurê (IBGE 1976b) indica a área 2 como uma extremidade do município de Bom Jardim da Serra, que incluiria toda a bacia hidrográfica do curso superior do rio Pelotas, mas isto aparentemente não é reconhecido na área. Diante desta divergência, optamos por considerar todas as áreas como pertencentes ao município de Urubici.

Também foram feitas coletas eventuais em alguns outros locais no município de Urubici, principalmente quando as condições meteorológicas no Morro da Igreja tornavam impraticável a coleta aí, por nebulosidade ou chuva muito fortes. São áreas bem mais baixas, com praticamente metade da altitude do Morro, onde o tempo nem sempre estava como no alto dele: a) na estrada de acesso ao Morro da Igreja, km 6,5-7, um afloramento vulcânico a cerca de 1300-1450 m de altitude, dos dois lados da estrada; b) um paredão arenítico junto ao rio Canoas e à SC 439, 1,5-2 km ao leste do acesso para o Morro da Igreja, com VR e pinhal secundário, a 950 m de altitude; c) um pinhal secundário junto ao córrego Corvo Branco, onde este atravessa a SC 439, a 1100 m de altitude. As expedições nestes locais foram importantes, pois permitiram coletar exemplares floridos ou frutificados de várias espécies só encontradas em estado estéril no Morro da Igreja ou na Serra do Corvo Branco.

A área intermediária **centro-sul** é a **Serra do Rio do Rastro** (Foto 12) e arredores (28°24'S, 49°33'W, indicada por **R** na Figura 2.4 e em Tabelas), onde 4 locais foram explorados: 1) junto ao topo da Serra do Oratório, cerca de 2-3 km ao norte da Serra do Rio do Rastro; 2) ao norte do mirante da SC 438, entre este e a plantação de *Pinus* na beira da estrada; 3) ao sul da SC 438, na propriedade de Jorge Rodrigues Borges, compreendida entre os 3 primeiros quilômetros da estrada de terra (que parte do alto da SC 438 para o sul) e a beira dos Aparados (Fotos 13-5 e 40-4); nestes 3 locais, percorríamos toda a borda superior dos Aparados, a cerca de 1400 m de altitude (Figura 2.6.c), coletando na VR dos penhascos mais acessíveis e nas MNs das áreas planas e encostas íngremes ou suaves; as MNs que ocorrem praticamente em toda a borda dos Aparados (Fotos 12, 14-5 e 40) são cercadas por campos aparentemente antrópicos (ou muito raramente por turfeiras) ou por transições MN/pinhal em áreas mais afastadas (0,5-1 km) dos Aparados; 4) as encostas e paredões ao longo da descida da Serra do Rio do Rastro (1400 a 700 m), a SC 438, que era percorrida de carro, parando em cada "refúgio" e caminhando ao longo de todo o trajeto, coletando nas MNs do alto das encostas (1400 a 950 m) e nas VRs dos paredões quase verticais, vulcânicos (1400 a 800 m; Foto 12) e areníticos (800 a 700 m; Figura 2.7, Foto 23). Os locais 1 a 3 situam-se no município de Bom Jardim da Serra, enquanto o 4 é em Lauro Müller.

Uma expedição foi feita pelo interior do Parque Nacional de São Joaquim, percorrendo a quase intransitável estrada de terra e pedras (muito mais estas que aquela) entre Vacas Gordas (onde se abandona a SC 430) e Bom Jardim da Serra. Esta área do Parque, por onde escoa o rio Pelotas, depois de nascer no Morro da Igreja, é chamada de Santa Bárbara. No entanto, as péssimas condições da estrada inviabilizaram uma continuidade de coletas ao longo dela, e a vegetação não apresentou qualquer espécie diferente das que foram encontradas ao norte (Morro da Igreja) ou ao sul (Serra do Rio do Rastro).

A área mais ao **sul** é a **Serra da Rocinha** e imediações (28°47'S, 49°57'W, indicada por **S** na Figura 2.4 e em Tabelas), localizada ao longo da divisa SC/RS, onde 4 locais foram percorridos: 1) o topo da Serra da Rocinha, ao norte da BR 285 (Figura 2.6.d, Fotos 17-8); 2) o topo da Serra do Pinheirinho e entre esta e a Serra da Rocinha (ao sul da BR 285); 3) as encostas (entre 1000 e 1200 m de altitude) ao longo da descida da Serra da Rocinha junto à BR 285; 4) vários quilômetros ao norte da Serra da Rocinha, junto ao Monte Negro (pinhal secundário; Foto 16) e ao norte dele (cerca de 1 km), num capão de MN próximo ao rio Tajuva (28°37'S, 49°48'W). Os locais 1 e 2 (cerca de 1200 m de altitude) e o topo do 4 (entre 1300 e 1400 m de altitude) situam-se no município de São José dos Ausentes (RS), enquanto o 3 pertence ao município de Timbé do Sul (SC) e as encostas do 4 ao município de Meleiro (SC). Nos 4 locais, coletamos tanto nas MNs quanto na VR, as quais foram relativamente menos amostradas em relação às 3 áreas mais setentrionais, tanto em função de menor acessibilidade da VR da Rocinha em relação a estas 3 áreas, quanto pela menor superfície remanescente de MNs no RS.

2.4. Métodos

Este trabalho reuniu informações de mais de 60 expedições para coletar e estudar plantas vasculares da MN e da VR dos Aparados da Serra Geral, tanto no RS quanto em SC, a partir de 1980, num total aproximado de 230 dias de atividades a campo. De janeiro de 1995 até janeiro de 1998, foram feitas expedições praticamente mensais (cerca de 30) às áreas amostradas, com duração de 4 a 10 dias cada uma. Podemos fazer uma comparação em termos de esforço amostral com Reitz (1965), que registrou a utilização de 244 excursões e 757 dias de atividades de campo para a execução de todo o plano de coletas das 180 estações da Flora Ilustrada Catarinense (**FIC**), sendo 22 excursões e 107 dias no que ele chamou "Zona da Matinha Nebular", que incluía também pinhais, campos e um pouco de mata "branca" (sem pinheiro). No Campo dos Padres, a área com maior ocorrência de MNs, Reitz (1965) registrou apenas 3 excursões e cerca de 35 dias de atividades.

Um aspecto determinante na nossa amostragem foi a acessibilidade (Harrison 1997, 1999), que neste caso é realmente decisiva, em função da enorme dificuldade ou mesmo impossibilidade de acesso à maioria dos locais dos Aparados da Serra, o que deixou pequena margem de escolha nas áreas (ver seção 2.3) para a realização deste estudo.

Durante as expedições a campo, ramos ou plantas (especialmente de espécies desconhecidas ou pouco coletadas, mas também pelo menos um exemplar de cada espécie já conhecida) eram obtidos de modo tradicional (Lawrence 1951, Klein 1979, Mori *et alii* 1985, Vaz *et alii* 1992, Walters & Keil 1996, Judd *et alii* 1999) com tesoura de poda, em quantidade suficiente para permitir duplicatas (se isso não parecesse comprometer o esforço reprodutivo da população ou do indivíduo amostrado), e imediatamente incluídos entre folhas de jornal, carregadas numa pasta de mão (prensagem preliminar). Antes da coleta, muitas plantas foram fotografadas, principalmente espécies mais freqüentes ou muito raras, ou ainda ornamentais ou pouco conhecidas (todas as fotos incluídas na tese foram tiradas por DBF, exceto a 12, 16 e 19). Para poder coletar maior número de espécies e percorrer maior número de locais, as fichas de coleta não eram preenchidas imediatamente. De noite, eram redigidas as observações sobre cada coleta em um caderno de anotações, após nova visualização de cada planta; então, todo o material colhido durante o dia era amarrado num pacote (prensagem intermediária), colocado num saco plástico e encharcado com álcool 50% suficiente para umedecer levemente todas as folhas de jornal que envolviam as coletas; por fim, o saco era firmemente fechado e colocado dentro de outro saco plástico, que também era hermeticamente vedado. Este armazenamento garantia a preservação do material por vários meses, permitindo que a finalização do processo de herborização ocorresse no laboratório posteriormente, e de acordo com as disponibilidades de tempo e de equipamentos de prensagem e secagem.

No laboratório, após a volta da expedição, eram feitos a prensagem final (em prensas de madeira, após a troca de jornal e um melhor posicionamento de ramos, folhas e das partes reprodutivas), a secagem e o fichamento definitivo, este com o material já seco. A secagem do material prensado era feita em estufa elétrica a 60°C, com tolerância de 5°C a mais ou a menos, mas jamais sendo superior a 70°C (para não tornar o material ressequido e quebradiço) ou inferior a 50°C (para não permitir o desenvolvimento de mofos durante a secagem). No total, foram feitas mais de 4.000 coletas (a maioria com diversas duplicatas), sendo que mais de 3.500 a partir de 1995 (exsicatas DBF 6708 a 10389), das quais cerca de 3 mil foram incluídas num banco de dados do programa Microsoft Access 7.0. Este número de coletas parece significativo se, comparativamente, considerarmos que todo o plano de coletas da FIC atingiu cerca de 29.000 plantas (Reitz 1965, Klein 1988:5), às quais acrescentam-se outras 9.000 coletas feitas pela equipe do HBR fora do plano (Reitz 1965), com o que o presente trabalho contaria com 10% do total de coletas obtido pelo HBR nas suas 180 estações espalhadas pelo estado. Reitz (1965) registrou 3.129 coletas feitas na "Zona da Matinha Nebular", mas que inclui também pinhais, campos e um pouco de mata branca (sem pinheiro), e quase a metade delas obtidas na Serra do Mar; nos Aparados, foram 922 na área do Campo dos Padres e um número não especificado (no máximo umas poucas centenas) em Lauro Müller e Bom Jardim da Serra.

As nossas exsicatas foram incorporadas ao acervo do Herbário FLOR, do Departamento de Botânica da UFSC, sendo as duplicatas enviadas a outros Herbários (MBM, PEL, ICN, HBR, etc.); sempre que possível, uma exsicata de cada espécie foi depositada no Herbário UEC, da Unicamp. A última tabela do capítulo, apresentada em ordem alfabética de família dentro de cada divisão (pteridófitas, gimnospermas e angiospermas), incluiu o número de coleta (de DBF) de uma exsicata representativa de cada espécie; isto só não foi feito nos poucos casos em que ainda não se obteve material fértil da espécie. A lista de espécies inclui apenas as coletadas ou observadas pelos presentes autores; isto garante uma maior uniformidade quanto à conceituação de rupícola ou à circunscrição da MN. Junto ao nome da espécie, às vezes foi incluída alguma sinonímia recente ou informação que facilite a identificação da espécie. Foi adotado o sistema de Cronquist (1981) para a delimitação das famílias de angiospermas, exceto para Fabaceae, que foi mantida no senso mais amplo, com 3 subfamílias. Famílias e gêneros de pteridófitas foram circunscritos conforme o sistema de Tryon & Tryon (1982).

A identificação das exsicatas foi feita em geral pelo primeiro autor (exceto em alguns grupos citados a seguir), de modo tradicional (Lawrence 1951, Davis & Heywood 1967, Radford 1986, Walters & Keil 1996, Judd *et alii* 1999), com análise em microscópio estereoscópico e consulta de bibliografia taxonômica especializada, com destaque para a FIC (Reitz 1965-89). Como a FIC atualmente cobre apenas cerca da metade das espécies de SC, outros trabalhos taxonômicos ou florísticos evidentemente foram consultados, embora para alguns poucos grupos a bibliografia necessária não tenha sido obtida. Por outro lado, tratamentos taxonômicos desatualizados da FIC (Polypodiaceae, Solanaceae, Aspidiaceae, *Myrceugenia*, parte de Poaceae, etc.) também exigiram a consulta de bibliografia mais recente. A bibliografia taxonômica consultada praticamente não foi citada nesta tese.

De modo geral, optamos por um conceito relativamente conservador em relação aos gêneros, muito mais próximo do defendido por Davis & Heywood (1967:105), Clayton (1983) e Stuessy (1990:206) do que do apoiado por Stevens (1985), Judd *et alii* (1999) e Wood & Collard (1999); dificilmente aceitamos propostas recentes de grande fragmentação de gêneros maiores, o que tem sido muito discutido e sugerido, especialmente em Asteraceae (caso de *Eupatorium*, *Senecio*, *Vernonia*, etc.) e pteridófitas, mas a aceitação de tais propostas parece ser ainda bastante reduzida, como comenta Stuessy (1990) sobre Eupatorieae, por exemplo, o que demonstra que nossa posição cautelosa não é isolada e nem minoritária.

Esta identificação consumiu cerca de 250 dias de atividades de laboratório e Herbário, podendo ser dito que foi lenta e cuidadosa, pois preferimos acumular primeiro um certo volume de material, considerando-se que é fundamental ter uma boa representatividade da variabilidade populacional de cada espécie, para poder então melhor interpretar cada táxon encontrado. Isto é ainda mais importante para plantas raras ou pouco conhecidas, que é o caso de dezenas das espécies dos Aparados, onde o número de coletas disponíveis era pequeno e muitas descrições e/ou diagnoses de espécies são pobres ou duvidosas.

Para a confirmação das identificações, fizemos a comparação com exsicatas já depositadas nos Herbários sul-brasileiros (principalmente FLOR, HBR, ICN, MBM, PACA, PEL, HAS e UPCB) e no UEC. Diversos espécimes não foram identificados no nível de espécie, principalmente em grupos taxonomicamente

difíceis e/ou com coletas insuficientes de nossa parte (Orchidaceae, com algumas espécies muito raras ou só vistas vegetativamente) ou sem bibliografia adequada (especialmente *Sisyrinchium*, *Galium*, *Verbena/Glandularia*, *Myrsine*, Liliaceae) ou disponível (*Symplocos*), mas foi possível ter uma noção do mínimo de espécies existentes mesmo nestes grupos (exceto em *Myrsine*, onde mais de 3 dias inteiros de tentativas de identificação resultaram praticamente infrutíferos). Em alguns grupos, a confiabilidade nas identificações é menor, especialmente em *Panicum*, *Galium* e *Myrsine*. Em Myrtaceae, com grande número de espécies e indivíduos nas MNs, contamos com o auxílio de Marcos Eduardo Guerra Sobral, da Faculdade de Farmácia da UFRGS, na maior parte das exsicatas da família, mas a identificação da maioria das exsicatas de *Myrceugenia* e a opção pelo conceito de *M. regnelliana* são de responsabilidade do primeiro autor (DBF); diversas exsicatas de outras famílias também foram identificadas por M. Sobral.

Também outros taxonomistas determinaram coletas não-identificadas por nós ou confirmaram ou corrigiram nossas identificações: Hilda Maria Longhi-Wagner (algumas Poaceae e revisão de parte das exsicatas da família; ver a seguir), Jorge Luiz Waechter (maioria das Orchidaceae, exceto *Habenaria*), Lilian Auler Mentz (parte de *Solanum*), Maria Leonor D'El Rei Souza (revisão de *Leandra*; ver próximo parágrafo), Eunice Jacques (Begoniaceae), Paulo Brack (Urticaceae), Armando Carlos Cervi (Passifloraceae), Mara Ritter (*Mikania*), Vera Lúcia Gomes Klein (*Cayaponia*), Gilberto Pedralli (Dioscoreaceae) e Taís Canto-Dorow (*Digitaria*). Suas responsabilidades, no entanto, igualmente restringem-se às identificações apostas às exsicatas e não incluem os nomes que adotamos nesta tese, eventualmente em desacordo com suas idéias e, portanto, de total escolha e responsabilidade nossas.

Foi feita uma avaliação da confiabilidade das nossas identificações nesta tese, através da revisão de todas as nossas determinações de *Leandra* por uma especialista na família que se dispôs a examiná-las (Dra. Maria Leonor D'El Rei Souza, da UFSC, que atualmente prepara o estudo do gênero para a Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo e para a FIC). Em relação aos táxons específicos por nós identificados, todos os 15 que havíamos reconhecido foram confirmados, tendo havido o acréscimo de um (*L. laxa*) que não havíamos identificado, mas cujas 4 exsicatas haviam sido separadas por nós como material dúbio dentro de *L. regnellii*. Em relação às exsicatas, das 168 revisadas, cerca de 90% foram aceitas como identificações corretas (grande maioria) ou sem erro evidente (raros casos de material só em fruto, cuja atribuição a uma espécie nem sempre é óbvia ou totalmente segura), 7 foram redeterminadas e os 2 supostos híbridos (8 exsicatas) permaneceram sem uma determinação definitiva. A avaliação da confiabilidade das nossas identificações nos pareceu satisfatória, considerando que se trata de um grupo numeroso de espécies e relativamente difícil taxonomicamente, o que nos dá esperança de que a confiabilidade geral possa ser semelhante, se considerarmos o conjunto da flora, com muitos grupos com menor grau de dificuldade taxonômica, e onde nossos acertos talvez sejam até maiores.

Outra avaliação das nossas identificações foi feita em um grupo ainda mais difícil, quando 65 de nossas exsicatas de Poaceae, representando 35 espécies, foram analisadas por uma especialista (Dra. Hilda Maria Longhi-Wagner, da UFRGS, que coordenou o estudo da família para a Flora Fanerogâmica de SP e solicitou nossas coletas por empréstimo). Em relação às 65 exsicatas, 53 mantiveram a nossa identificação (82% de acerto), enquanto 12 tiveram uma identificação diferente da nossa (18% de "erro"); destas 12, duas exsicatas correspondiam a uma espécie recém-descrita (*Paspalum barretoi*) e outras duas a uma espécie ainda inédita (*Axonopus compressoides*), 3 coletas pertenciam a uma espécie não incluída nas revisões do grupo no RS e em SC (*Briza ambigua*), e uma exsicata pertencia a uma espécie tratada como sinônimo na FIC (*Eragrostis polytricha*) e cuja sinonimização (então seguida por nós) não é aceita pela especialista citada; ou seja, em 8 das 12 exsicatas, a bibliografia consultada e/ou disponível não permitia que chegássemos a outro resultado; nas outras 4 exsicatas, 3 correspondiam a espécies muito próximas e morfologicamente semelhantes às que identificamos, e uma realmente foi um erro pouco explicável. Em relação aos táxons específicos, dos 35 identificados por nós, 33 foram mantidos (94%) e 2 foram corrigidos e mudados, tendo havido ainda o acréscimo de 5 outras espécies, em função dos aspectos explicados acima. Ou seja, nossa tendência nestas duas famílias foi identificar menos espécies que as existentes, errando por omissão no reconhecimento de espécies pouco distintas, provavelmente mostrando menos que a riqueza real, e não a superestimando.

Durante a amostragem da VR, não usamos cordas ou qualquer técnica especial de alpinismo, sendo as coletas feitas apenas em locais suficientemente estáveis (sem ou com poucas fraturas, sem evidência recente de separação de blocos ou grandes rochas) para garantir a segurança do coletor, com acesso possível por

caminhadas ou por pequenas escaladas ou descidas usando-se apenas mãos e pés, além de se utilizar bambus ou varas para coletar diversas plantas de locais próximos mas inacessíveis. Sendo impossível alcançar uma planta pretendida, sempre buscava-se encontrar outro indivíduo da espécie em local próximo e/ou com acesso mais fácil, o que quase sempre foi conseguido. Utilizamos também uma constatação de Richards (1957), de que é comum encontrar indivíduos ou touceiras de plantas rupícolas caídas nas bases dos paredões, as quais percorremos freqüentemente nas áreas mais acessíveis; encontrando exemplares nesta condição, procurávamos identificar o material e comprovar se ele realmente provinha de plantas rupícolas. A partir disto e também em outros locais, foram feitas observações e identificações, inclusive por meio de binóculo, de plantas que ocorriam em áreas completamente inatingíveis sem equipamentos de alpinismo.

Não fizemos qualquer esforço direcionado para a amostragem das vegetações de transição entre a VR e a MN. As transições foram incluídas aqui unicamente como áreas à primeira vista ou à distância consideradas como potencialmente MNs ou VRs, e posteriormente, após exame mais cuidadoso, foram excluídas de tais formações, sendo os dados incluídos como "transição". Um estudo direcionado para elas deverá incluir muito mais espécies e locais do que os aqui tratados, pois inclusive muitos outros pontos, que à primeira vista já eram considerados como transição, não foram nem analisados, embora estivessem até bem mais acessíveis. Portanto, embora incluídas neste estudo, tais transições estão muito menos amostradas e analisadas que as típicas MNs e VRs.

Nossa intenção foi estudar detalhadamente áreas de MNs "típicas", que não oferecessem qualquer dúvida quanto ao seu enquadramento nesta denominação. Com isto, optamos por excluir áreas e vegetações que pudessem ser objeto de dúvida ou discussão. Assim, esperamos que, a partir de termos boas informações sobre as típicas MNs, possamos discutir melhor as áreas transicionais, as duvidosas e a própria conceituação da formação MN em relação à mata atlântica de encosta e ao pinhal.

2.5. Aspectos da matinha nebular

A expressão "matinha nebular" está sendo usada seguindo a tradição já criada por Balduíno Rambo, o maior estudioso desta formação vegetacional no sul do Brasil, que seguidamente adotou esta expressão em seus trabalhos (Rambo 1949:133-5, 1951:17-8, 1953:200, 1956a:266-7), e também por ser a expressão mais simples e que melhor caracteriza o aspecto geral deste tipo de vegetação e de ambiente: uma floresta bastante baixa e freqüentemente encoberta pela neblina. Algumas áreas de pinhal (ou mata com araucária ou floresta ombrófila mista) e outras de mata atlântica de encosta (ou floresta pluvial tropical atlântica ou floresta ombrófila densa montana) também freqüentemente são encobertas por neblina, e portanto poderiam ser, também, denominadas de florestas nebulares, mas dificilmente são tão baixas quanto a "matinha nebular" e suas floras parecem ser razoavelmente diferentes da desta última.

A MN sul-brasileira é uma floresta em posição intermediária entre a exuberante mata atlântica de encosta (das serras e dos morros litorâneos) e o pinhal (do planalto interiorano), podendo também ser às vezes interpretada como uma vegetação ecotonal entre a floresta mais desenvolvida (mata atlântica, na encosta, e pinhal, no planalto) e uma formação campestre (campo planaltino [ou estepe gramíneo-lenhosa senso Veloso 1992, *et alii* 1991; ou savana gramíneo-lenhosa senso Veloso & Góes-Filho 1982, Leite & Klein 1990], na Serra Geral, e "campo de altitude", na Serra do Mar), segundo Falkenberg & Voltolini (1995), ou ainda como o último e mais elevado tipo florestal na zonação altitudinal da mata atlântica em algumas serras e morros isolados de SC, como parte do conceito de Klein (1978, 1980, 1988), não adotado por Falkenberg & Voltolini (1995:144) neste caso.

As MNs catarinenses apresentam uma distribuição geográfica nitidamente disjunta, acompanhando basicamente as duas grandes e mais elevadas serras do estado, a Serra do Mar, no extremo norte, e a Serra Geral, no sul. O mapa fitogeográfico de Klein (1978) mostra exatamente esta situação, indicando uma pequena superfície de MNs concentradas sobre a Serra do Mar e uma superfície estreita e comprida de MNs ao longo dos Aparados da Serra Geral, embora neste caso apresente ainda, talvez equivocadamente, uma grande penetração destas MNs em sentido noroeste, a qual aparentemente não existe. As MNs sul-rio-grandenses iniciam no extremo nordeste deste estado, em continuidade à faixa de MNs catarinenses, mas à medida que a altitude do planalto vai se reduzindo em sentido sul, são substituídas por pinhais.

Fisionomicamente, não há diferenças muito significativas entre as MNs das duas regiões catarinenses, mas floristicamente elas são relativamente distintas, conforme foi mencionado por Klein (1978) e detalhado por Falkenberg & Voltolini (1995).

A flora lenhosa da MN dos Aparados não é muito diversificada, mas destaca-se a riqueza em espécies de Myrtaceae, algumas dominantes em vários locais (*Siphoneugena reitzii*, cambuim; *Myrceugenia regnelliana, M. euosma*, guamirim), embora as espécies que dominem mais freqüentemente sejam de outras famílias: Winteraceae (*Drimys angustifolia*, casca-de-anta), Cunoniaceae (*Weinmannia humilis*, gramimunha) e Aquifoliaceae (*Ilex microdonta*, caúna).

Destacam-se também arbustos (*Myrceugenia* spp., *Miconia ramboi*, *Leandra* spp., etc.), trepadeiras (*Fuchsia regia*, *Mikania* spp., *Senecio desiderabilis*, *Mutisia* spp., *Passiflora* spp., *Cayaponia pilosa*, etc.), ervas/subarbustos (*Leandra* spp., *Hydrocotyle* spp., *Salvia* spp., *Galium* spp., *Coccocypselum reitzii*, *Viola* spp., etc.), taquarinhas (especialmente touceiras de *Chusquea mimosa*), samambaias terrícolas (*Asplenium* spp., *Hymenophyllum* spp., e xaxins só da espécie *Dicksonia sellowiana*, com adultos às vezes abundantes em áreas mais úmidas e/ou declivosas) e especialmente a tremenda abundância de epífitos (Fotos 37-8), com grande destaque para os criptogâmicos (diversas espécies de pteridófitas, musgos, hepáticas e liquens), que chegam a cobrir completamente os troncos e principais ramos de muitas árvores, e para *Griselinia ruscifolia*. Chama atenção a inexistência de bromélias terrícolas, tão comuns nas matas de planície, também com solos pobres e dossel baixo, e de Cyatheaceae, tão abundantes na mata atlântica de encosta até altitudes bem elevadas, mas totalmente ausentes nas MNs estudadas.

Várias das principais espécies vasculares mais abundantes da MN dos Aparados já são conhecidas e descritas em publicação acessível (Reitz 1965-89), havendo um número razoável de coletas desta vegetação nos Herbários PACA, HBR e FLOR. Rambo (1949, 1953, 1956a), Hueck (1972) e Klein (1978, 1981) apresentaram boas, mas breves, caracterizações da vegetação da MN, sendo que recentemente Falkenberg & Voltolini (1995) detalharam um pouco mais a flora e vegetação desta formação, que nos Aparados possui no mínimo as **461** espécies vasculares citadas na Tabela 2.5, no final do capítulo.

A MN dos Aparados originalmente é uma vegetação florestal densa e sombria (Fotos 36-8 e 40-2), dominada por arvoretas de 5-8 m de altura e arbustos, geralmente sem uma nítida estratificação, com uma impressionante abundância e nem tanta variedade de epífitos. Os troncos em geral ramificam-se bastante (pouco acima da sua base) e produzem copas praticamente arredondadas, densamente formadas por folhas geralmente pequenas, discolores, glabras e coriáceas, concentradas no ápice dos ramos (Foto 44). Taquaras, subarbustos e ervas são também muito abundantes, com destaque para a grande presença de samambaias terrícolas, rupícolas e epifíticas, bem como para liquens e briófitas epifíticos, que desenvolvem-se inclusive sobre folhas. Sob influência do pastejo bovino (ver cap. 6), no entanto, a submata perde muito de sua densidade original e torna-se relativamente aberta (Foto 39), permitindo um deslocamento fácil através das trilhas criadas pelo gado e ampliando consideravelmente a luminosidade no interior da MN. A quase inexistência de áreas totalmente preservadas da MN impediu que tenhamos uma noção mais confiável da verdadeira e original composição florística do seu componente herbáceo/subarbustivo, que consideramos ainda um verdadeiro enigma.

2.6. Aspectos da vegetação rupícola

A VR está sendo aqui considerada num sentido um pouco restrito, incluindo basicamente as plantas vasculares de paredões rochosos quase verticais (Fotos 1-9, 12, 20-6) ou de encostas rochosas (Fotos 32-4) bastante íngremes (cerca de 45° ou mais), onde o equilíbrio e o deslocamento de uma pessoa são bastante difíceis ou impossíveis. Assim, sistemática e explicitamente foram desconsideradas plantas rupícolas de campos pedregosos (o que incluiria muito maior número de Poaceae, Fabaceae, Verbenaceae, Asteraceae, etc.) e das margens e do leito de riachos em áreas planas ou encostas suaves (o que incluiria especialmente muitas Cyperaceae, Juncaceae, Xyridaceae, Podostemaceae, etc.). Plantas rupícolas aquáticas ou campestres só foram incluídas quando encontradas em áreas bastante declivosas. Pretendeu-se, com isto, ter uma idéia da flora que realmente ocupou ou tem potencial para ocupar os penhascos e as encostas rochosas íngremes dos Aparados, o que resultou em **642** espécies vasculares (Tabela 2.5, no final do capítulo), nem todas observadas em estágio reprodutivo nesta vegetação, pois várias foram constatadas apenas como indivíduos ainda em

desenvolvimento ou que não atingiram a fase de produção de esporos, e no caso de espécies arbóreas, algumas apresentavam uma aparência de nanismo ou de tamanho reduzido.

As plantas rupícolas instalam-se geralmente em encostas menos íngremes ou mesmo em paredões verticais, onde houver fendas, degraus, ranhuras ou rachaduras, pequenas cavernas, filetes d'água escorrendo ou qualquer tipo de irregularidade na superfície rochosa (Foto 25) que possibilite a fixação de sementes ou esporos, geralmente minúsculos ou de reduzidas dimensões. O escorrimento de água pelos paredões parece ser bastante importante para formar microssítios disponíveis para colonização, após a ação erosiva provocada pela energia do escoamento da água. Por outro lado, esta mesma força erosiva é responsável por freqüentes desmoronamentos nos paredões, que provocam mortalidade e destruição de comunidades rupícolas inteiras nos e abaixo dos locais onde ocorrem os desabamentos.

A VR é principalmente herbácea ou subarbustiva, chegando a apresentar eventualmente alguns arbustos e até arvoretas, isto principalmente na forma de pequenas manchas em locais talvez mais favoráveis. Muitos destes arbustos são, na verdade, plantas subdesenvolvidas de espécies normalmente arbóreas. É muito freqüente, tanto para ervas quanto para plantas lenhosas, a ocorrência de indivíduos praticamente isolados nos paredões. Outro tipo de desenvolvimento muito comum é a formação de touceiras de plantas ou a presença de indivíduos rosetados (com folhas rosuladas), onde se acumulam poeiras e partículas de solo, bem como umidade, a qual é pelo menos parcialmente suprida pelo orvalho noturno e pela condensação da neblina sobre as superfícies vegetais. Entre as plantas rosetadas, destacam-se todas as espécies de Bromeliaceae (exceto *Tillandsia usneoides*, epífito sobre arbustos rupícolas), Eriocaulaceae, Droseraceae, *Eryngium*, *Hypochaeris*, *Chaptalia*, *Gamochaeta*, além de espécies de *Carex*, *Habenaria*, *Cyperus*, etc.

A espécie mais evidente, e também uma das mais freqüentes e abundantes, é *Gunnera manicata*, popularmente chamada urtigão ou urtigão-da-serra, com folhas gigantescas e limbo arredondado com até mais de 2 m de diâmetro (Foto 33). No próximo capítulo, será discutida a provável importância desta espécie em alguns aspectos dos ecossistemas rupícolas.

2.7. Transições entre vegetação rupícola e matinha nebular

Em todas as áreas estudadas, sempre encontramos MNs e VRs como comunidades evidentemente isoladas e reconhecíveis. No entanto, também sempre observamos algumas manchas de vegetação (Fotos 3, 12, 20, 22 e 24, especialmente) em que era difícil ou mesmo impossível classificar a comunidade como simplesmente MN ou VR. Tais manchas poderiam ser pesquisadas em relação ao seu caráter sucessional (incluindo deslizamentos ou desmoronamentos) e/ou ecotonal, bem como em relação ao seu provável funcionamento como comunidades insulares; no entanto, fomos incapazes de desenvolver tais estudos, preferindo priorizar a MN e a VR "típicas".

Acreditamos que haja uma tendência natural de sucessão, na maior parte destes locais dificilmente classificáveis, no sentido de a VR tornar-se MN com o passar do tempo e com o acúmulo de matéria orgânica ou a formação de solo, durante o processo de ampliação da fitomassa e da riqueza florística do local, levando à substituição florística gradual de espécies herbáceas por lenhosas, ou pelo menos a uma maior lenhosidade da vegetação, quando as espécies herbáceas não forem em grande parte eliminadas ou substituídas por outras herbáceas mais tolerantes à sombra. Isto não ocorre com toda e qualquer mancha de VR, inclusive pela relativa instabilidade das escarpas dos Aparados e pela ocorrência cotidiana de deslizamentos naturais nelas, mas pode-se observar inúmeras e variadas manchas de vegetação nos paredões (Foto 3), com diferentes tamanhos e fitomassas, permitindo que se visualize esta série hipotética de estágios entre um tipo de comunidade (VR) e outro (MN).

Na falta de estudos comprovando esta hipótese, preferimos não adiantar maiores suposições, mas já se justifica considerar que existam transições entre VR e MN, independentemente de haver sucessão ou não no sentido sugerido. Nestas áreas de transição, a vegetação é basicamente arbustiva, sendo portanto bem mais lenhosa que na relativamente simples vegetação chamada aqui de rupícola, mas ainda sem ter uma estruturação mais complexa e florestal como na MN. As espécies mais comuns são *Chusquea mimosa*, *Mimosa taimbensis*, *Begonia* spp., *Escallonia* spp., *Cortaderia selloana*, *Tibouchina* spp., *Croton* spp., *Baccharis* spp. A relativa pobreza da flora destas transições, que incluiu apenas **281** espécies vasculares (Tabela 2.5, no final do capítulo), poderia surpreender um pouco quando comparada com as bem mais ricas

floras da MN e VR, mas certamente tem grande relação com o menor esforço de amostragem, como explicamos na seção 2.4.

Em relação a estas áreas de transição, consideramos pertinente mencionar a sugestão de Smith *et alii* (1997, 2001) de que os ecótonos, mesmo exibindo menores riquezas de espécies, são habitats em que populações podem divergir e, eventualmente, especiar (como discutido também por Schilthuizen 2000), tendo assim papel importante na produção e manutenção da biodiversidade das florestas pluviais próximas, o que leva a especulações sobre a possibilidade de muitas espécies das matas pluviais terem surgido em ecótonos e posteriormente terem se instalado nas florestas adjacentes (T.B. Smith, citado por Enserink 1997). Algumas espécies dos Aparados poderiam ter se originado em ecótonos, como *Mimosa taimbensis*, *M.* sp. nova? [aff. *macrocalyx*], os supostos híbridos de *Escallonia* spp., *Myrceugenia* sp. nova [aff. *smithii*], *Senecio* sp. nova, *Valeriana catharinensis*, *V. tajuvensis*, etc., que são espécies que dificilmente teriam surgido no interior das MNs e nem parecem tipicamente da VR, o que nos faz considerar a possibilidade de terem surgido nestas transições, onde muitas efetivamente ocorrem até em maior abundância que nos outros habitats, embora também seja possível que várias delas tivessem surgido diretamente nas margens de MNs, mesmo longe dos paredões rochosos, mas elas praticamente não ocorrem hoje em tal situação, o que nos faz preferir a primeira suposição. No entanto, estudos paleoecológicos têm mostrado que as comunidades do passado (até nem tão longínquo) podem ter tido combinações de táxons bem diferentes das atuais (Huntley & Webb III 1989), o que aumenta as dúvidas sobre o tipo de vegetação em que pode ter se originado cada espécie e inclusive sobre os próprios tipos de ecótono que existiram.

Por outro lado, os ecótonos também têm sido reconhecidos recentemente como possuidores de níveis relativamente altos de biodiversidade, além de possuírem importantes funções no fluxo de materiais e no deslocamento de indivíduos entre os ecossistemas adjacentes, além de serem o limite de distribuição de muitas espécies, que aí ocorrem no extremo de suas tolerâncias ecológicas (Hansen & di Castri 1992, Risser 1995). Além disso, diante da incerteza quanto ao futuro e às mudanças globais, a preservação de ecótonos e gradientes ambientais é uma prioridade, a fim de que se preserve uma ampla gama da amplitude das populações ao longo dos habitats, bem como as características adaptativas locais e únicas destas populações, aumentando a chance de manter a capacidade de responder evolutivamente às mudanças climáticas futuras e às novas condições ambientais que surgirão (Smith *et alii* 2001). Também as populações marginais ou periféricas, ocupantes em geral de habitats menos favoráveis, têm grande importância em termos de conservação da biodiversidade, pois muitas vezes são as que mais sobrevivem durante a contração da área de distribuição original de sua espécie (Channell & Lomolino 2000a,b). Ou seja, é importante preservar não apenas o padrão da biodiversidade (sua riqueza, por exemplo), mas também os processos que o geraram e o mantêm (Smith *et alii* 2001).

2.8. Flora das matinhas nebulares e vegetações rupícolas

"... species are not spatially homogeneous and genetically coherent, but are divided into several, more or less, independent demes occurring in a mosaic of habitats." (Hengeveld 1990:97).
[... espécies não são homogêneas espacialmente e nem coerentes geneticamente, mas são divididas em vários conjuntos populacionais (ou demes) relativamente independentes e ocorrendo num mosaico de habitats.]

A Tabela 2.5, no final deste capítulo, lista **871 espécies** de plantas vasculares da VR e das MNs dos Aparados da Serra Geral, a imensa maioria já confirmada nas áreas amostradas, mas algumas ainda não encontradas nelas, tendo sido registradas apenas em locais próximos. Acreditamos que a riqueza de espécies destas duas formações nos Aparados certamente chegará a mais de 1000 espécies, quando mais coletas e áreas forem analisadas. Comparando-se estes valores com a riqueza florística encontrada em outros levantamentos mencionados na Introdução, fica evidente que é muito grande a riqueza de espécies das vegetações (consideradas até hoje) mais pobres dos Aparados, e até certo ponto inesperada, especialmente se considerarmos que talvez se trate da mais inóspita das regiões do sul do Brasil.

Há poucos trabalhos no Brasil em áreas alto-altitudinais ou que tenham abordado vegetações relativamente semelhantes às que foram por nós estudadas. Assim, podemos comparar nossos resultados especialmente com os obtidos por Rambo (1956a) e Baptista *et alii* (1979), específicos dos Aparados, e sobre

os quais faremos algumas observações a seguir, antes de detalharmos nossos dados. Posteriormente, na seção 2.8.3, trataremos também de alguns outros estudos sobre a flora das grandes altitudes do Itatiaia e de regiões de maior altitude no Brasil ou no continente americano, que possuam também vegetações "abertas" e matas relativamente baixas ("campos de altitude" ou "campos rupestres"), que consideramos relativamente comparáveis às regiões mais adversas dos Aparados onde ocorrem a VR e a MN. Comparações apenas com VRs de outras regiões ou apenas com matas nebulares ou altimontanas de outras áreas serão feitas somente nos capítulos 3 e 4, respectivamente, específicos sobre cada um destes tipos de vegetação.

2.8.1. Considerações sobre estudos anteriores da flora dos Aparados

Rambo (1956a) lista 742 espécies de fanerógamas para os Aparados sul-rio-grandenses. Sua "finalidade principal", porém, era discutir o problema da origem histórica das espécies (p.239), o que o levou a **atribuir cada espécie a uma única das 5 formações** vegetacionais, o que dificulta sobremaneira a interpretação de sua lista. Não concordamos com o seu procedimento, por 2 motivos. Primeiro, porque evidentemente cada espécie pode participar de duas ou mais formações, e a maioria das que ele listou efetivamente participa de mais de uma. As espécies não necessariamente correspondem com apenas um tipo de comunidade ou ecossistema (Hengeveld 1990, Solbrig 1993, Brown *et alii* 1996), pois são freqüentemente plásticas em forma e função e podem estar presentes em mais de um tipo de comunidade ou ecossistema. Isto é demonstrado por Pitman *et alii* (1999), que encontraram 74-85% das espécies arbóreas ocorrendo em mais de um tipo de formação florestal, e provavelmente apenas cerca de 15% delas restritas a um único tipo de formação. Também é demonstrado ainda por Sugden (1982, 1983), que encontrou apenas 8 espécies restritas às MNs (6% da flora vascular) e entre 9 e 35% da flora confinada apenas a habitats montanos úmidos, por Grime (1998:905) e por este nosso estudo.

O segundo motivo é porque o fato de uma espécie participar apenas, ou principalmente, de uma formação não significa que ela tenha se originado naquela formação; neste ponto, Rambo aparentemente estaria de acordo com Hengeveld (1990:11). Este supõe que cada espécie está adaptada para as mesmas condições ambientais que existiam quando ela se originou e que ela tem sempre as mesmas necessidades gerais de habitat, sendo geneticamente rígida em escalas de tempo ecológico (Hengeveld 1997), o que não nos parece muito convincente e nem adequado (embora tenha sido verificado em parte por Pigliucci & Hayden 2001), e até parece contrariar a conclusão final de Hengeveld (1990:218) de que espécies são entidades flexíveis e altamente dinâmicas. Gaston (1998) e Gaston & Chown (1999) analisam as várias possibilidades de relação entre os processos especiativos e o padrão de distribuição geográfica das espécies, incluindo várias situações de mudança nas áreas de ocorrência e nos fatores abióticos ao longo da evolução de cada espécie.

Atribuindo cada espécie a uma única formação, Rambo (1956a) encontrou 239 espécies do pinhal, 281 do campo, 170 da turfeira, 27 da MN e 25 da vegetação rupestre. Posteriormente (p.266), ele definiu floristicamente a MN como abrigando a quase totalidade das espécies do pinhal (com o que também discordamos, já que o pinhal é bem mais rico que a MN), menos o próprio pinheiro, mais as 27 espécies supostamente exclusivas da MN, sendo que algumas destas o próprio autor acreditava que seriam também encontradas no pinhal. Tudo isto explica sua afirmação de que só mantinha a MN "como uma formação própria unicamente pelo fato de nela faltar sempre o pinheiro." Situação semelhante o autor vislumbrava para a vegetação "rupestre", "formação heterogênea e incompleta" (p.264), mantida como formação apenas por "suas duas dúzias de espécies não se enquadrarem em nenhuma das outras [formações]".

Desconsiderando as duas formações menores (MN e VR), restavam, "assim, as três grandes formações: pinhal, campo e turfeira, em que, de 742, se encontram 690 espécies" (Rambo 1956a:267). É evidente que a riqueza da flora destas 3 formações impressionava Rambo, mas é difícil entender por que ele as valorizava tanto e aparentemente minimizava as duas menores, a não ser que sua "finalidade principal" o levasse a analisar mais as formações aparentemente mais ricas e que talvez fossem mais informativas quanto à origem das espécies. É curioso que, apesar desta aparente incerteza de Rambo quanto ao status da MN e da VR como formações próprias, ele e até certo ponto Klein quase sempre trataram a MN como algo único e diferente das demais formações florestais sul-brasileiras (Klein foi bem menos consistente neste aspecto; ver capítulo 4, seção 4.3), destaque este que nem sempre foi dado à VR.

É provável que Rambo (1956a) estivesse apenas considerando que há grande incompatibilidade entre as vegetações destas 3 grandes formações, bem como entre seus ambientes, com o que também concordamos,

pois de modo geral as 3 apresentam poucas espécies em comum, mesmo quando se comparam as duas formações herbáceas e abertas (campo e turfeira), onde a grande abundância de água e as características químicas e físicas associadas a isto impedem o desenvolvimento da maioria das espécies campestres, selecionando uma flora bastante peculiar, como também mostram Pfadenhauer & Boechat (1981). No entanto, isto não significa que cada espécie de cada formação ocorra unicamente nela, como discutimos acima.

Quando se compara a formação florestal (pinhal) com qualquer uma das herbáceas e abertas, a grande densidade de árvores e arbustos da primeira evidentemente cria uma submata pouco iluminada que impede o desenvolvimento da maioria das espécies dos ambientes claros das segundas, também causando o desenvolvimento de floras bastante distintas, mas algumas espécies de áreas abertas eventualmente podem ocorrer em clareiras ou margens de pinhais, enquanto várias espécies dos pinhais, inclusive a própria araucária, mostram tendência de invadir áreas campestres (Rambo 1956a,b; Klein 1960) e também áreas menos úmidas das turfeiras (Rambo 1956a:268). Aceitando a distinção entre estas 3 grandes formações vegetacionais dos Aparados, basicamente demonstrada por Rambo (1956a), resta-nos comparar a flora das MNs e das VRs em relação a elas e também entre si, o que será feito posteriormente.

Revisando e ampliando a lista de Rambo, Baptista *et alii* (1979) referiram 609 espécies vasculares para o Parque Nacional de Aparados da Serra (a lista de gramíneas hibernais, p.43, está evidentemente truncada, podendo se esperar no mínimo mais de uma dezena de espécies delas), diferindo da abordagem de Rambo pela inclusão de muitas pteridófitas e espécies da mata atlântica de encosta, existente nas porções catarinenses do Parque, mas repetindo a indicação de cada espécie para apenas um dos 6 tipos de vegetação reconhecidos (somente 15 espécies foram indicadas para duas formações simultaneamente), referindo 19 espécies para a MN e 23 para a vegetação "rupestre", nenhuma em comum entre estas duas formações, o que é totalmente inesperado, diante da constatação dos autores (p.9) de que a vegetação rupestre, adensando-se onde as condições permitem, leva à ocorrência da MN (embora os autores não sejam assim tão explícitos). Nosso trabalho pretende suprir esta relativamente pequena ênfase dada por Rambo (1956a) e Baptista *et alii* (1979) às duas menores formações vegetacionais dos Aparados, e levá-las para um nível de conhecimento florístico mais próximo ao das 3 grandes formações planaltinas.

2.8.2. Nossos resultados e os de outros estudos na região

No presente trabalho, foram encontradas **871** espécies vasculares (Tabela 2.5, no final deste capítulo), distribuídas em 368 gêneros (Tabela 2.3) e 119 famílias (Tabela 2.2), significando uma média de 2,4 espécies por gênero, 3 gêneros por família e 7,3 espécies por família, valores médios muito baixos, considerando ainda os conceitos bastante conservadores de gênero e família adotados, o que indica que provavelmente poucos táxons tiveram grande riqueza ou diversificação extraordinária, sendo a riqueza resultante especialmente da contribuição de um grande número de táxons supra-específicos pouco diversificados, muitos com apenas uma ou duas espécies. Foram **461** espécies na MN (das quais 166, ou 36%, foram exclusivas daí; estamos adotando o termo **exclusiva** para indicar a espécie que, **nesta tese**, só ocorreu em um dos 3 tipos de comunidade: VR, MN e transição), **642** na VR (359 exclusivas, ou 56%) e **281** na transição VR/MN (apenas 11 exclusivas, ou 4%); 61% das espécies foram exclusivas de um tipo de comunidade, 20% (177 espécies) ocorreram nos 3 e as demais ocorreram em 2 tipos: 65 na MN e VR, 52 na MN e transição e 41 na VR e transição.

As **famílias** com maior riqueza de espécies (Tabela 2.2) foram Asteraceae (150 espécies, representando 17% do total de espécies), Poaceae (76 espécies, ou 9% da riqueza total), Cyperaceae (32), Melastomataceae (30), Orchidaceae (28), Solanaceae (27), Polypodiaceae (24), Myrtaceae (23), Fabaceae (21), Rubiaceae (18), Apiaceae (16), Bromeliaceae (16), Dryopteridaceae (15) e Euphorbiaceae (14). Portanto, a família mais rica teve o dobro de espécies da segunda, e esta bem mais que o dobro da terceira, mostrando uma hierarquia bem definida entre as duas primeiras e as demais, sendo que as diferenças entre estas últimas foram pequenas; as 10 famílias mais ricas representaram quase metade (49%) do total de espécies encontradas.

As **famílias** mais ricas em espécies **rupícolas** foram Asteraceae (119 espécies, sendo 60 exclusivas), Poaceae (72, sendo 58 exclusivas), Cyperaceae (24, sendo 17 exclusivas), Fabaceae (20, sendo 9 exclusivas), Orchidaceae (19, todas exclusivas), Polypodiaceae (17, sendo 7 exclusivas), Rubiaceae (17, sendo 8 exclusivas), Apiaceae (15, sendo 8 exclusivas), Bromeliaceae (15, sendo 8 exclusivas), Melastomataceae (15,

Tabela 2.2 – Síntese da riqueza, por família, de espécies vasculares da matinha nebular (MN), vegetação rupícola (VR) e transição entre elas (Tr) nos Aparados da Serra Geral, por área e por tipo de vegetação. **Ng** e **Ne** = número de gêneros e espécies de cada família. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações.

FAMÍLIA	Ng	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Aspleniaceae	1	8	5	4	4	4	8	1	2
Blechnaceae	1	9	6	5	5	7	8	5	5
Dennstaedtiaceae	4	5	2	3	4	3	4	2	2
Dicksoniaceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dryopteridaceae	9	15	14	6	9	4	10	8	12
Gleicheniaceae	2	4	4	1	2	3	1	1	4
Hymenophyllaceae	1	5	5	5	5	5	5		2
Lophosoriaceae	1	1	1			1	1	1	1
Lycopodiaceae	1	11	8	6	2	5	2	6	10
Marattiaceae	1	1	1	1	1	1	1	1	
Osmundaceae	1	1				1			1
Plagiogyriaceae	1	1	1	1	1	1	1		
Polypodiaceae	6	24	16	10	18	12	17	5	17
Pteridaceae	7	11	4	3	8	4	3	4	9
Schizaeaceae	1	3		1	3	1			3
Selaginellaceae	1	2	1	2	2	1	1		1
Thelypteridaceae	1	8	5	3	5	2	4	5	5
Vittariaceae	1	1	1	1	1	1	1		
Araucariaceae	1	1	1	1	1	1	1		1
Acanthaceae	1	1	1		1		1	1	
Amaranthaceae	1	1	1		1	1			1
Anacardiaceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Apiaceae	4	16	8	10	11	10	8	3	15
Apocynaceae	1	3	1		3	1		2	3
Aquifoliaceae	1	5	2	2	3	4	5	2	1
Araceae	1	1	1		1				1
Araliaceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Asclepiadaceae	5	7	4	3	4	2	6	2	5
Asteraceae	43	150	82	94	90	82	86	61	119
Basellaceae	1	1	1		1	1			1
Begoniaceae	1	12	9	4	3	4	8	9	11
Berberidaceae	1	2	1	2	2	1	2	1	1
Bignoniaceae	4	5	1		4	1	1	1	5
Boraginaceae	1	1		1	1	1	1	1	1
Brassicaceae	2	2		2			2		
Bromeliaceae	4	16	10	3	13	9	8	4	15
Buddlejaceae	1	5	2	2	2	3	4	2	3
Cactaceae	5	8	3	3	5	7	3		7
Campanulaceae	3	5	5	2	2	2	4	1	2
Caprifoliaceae	2	2			2			2	
Caryophyllaceae	4	7	4	4	6	1	3		6
Cecropiaceae	1	1			1	1			1
Celastraceae	1	2	1	1	1	2	2	2	
Clethraceae	1	2	1	1	1	2	2	1	1
Clusiaceae	2	4	2	1	3	1			4
Commelinaceae	3	6		3	2		2		5
Convolvulaceae	1	1	1	1	1	1			1
Cornaceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Cucurbitaceae	2	2	1	1	2	2	1		1
Cunoniaceae	2	3	2	1	3	3	3	2	3
Cyperaceae	12	32	13	16	18	13	14	2	24
Dioscoreaceae	1	4	1		2	2	1	1	4
Droseraceae	1	1	1						1
Elaeocarpaceae	2	2	1	1			2	1	1
Ericaceae	3	9	4	4	5	4	6	5	6
Eriocaulaceae	2	3	1	2	2	1	3		1
Erythroxylaceae	1	1			1				1
Euphorbiaceae	7	14	4	7	9	7	6	8	12
Fabaceae - Caes.	1	2	1		2	1	1	1	1
Fabaceae - Fab.	7	10	5	1	4	5	1	5	10
Fabaceae - Mim.	4	11	4	5	4	5	6	6	9
Flacourtiaceae	3	3	2	1	2		2		1
Geraniaceae	2	4		3	1		3		1
Gesneriaceae	2	7	2	1	7	3		2	7
Grossulariaceae	1	5	2	5	2	1	5	4	3
Gunneraceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hippocrateaceae	1	1			1			1	
Icacinaceae	1	2	2	1	2		2	1	
Iridaceae	2	6	2	5	2	2	1	1	5
Juncaceae	2	4	3	1	2	1	3	1	3
Lamiaceae	7	11	7	5	7	5	6	4	9
Lauraceae	3	5	5	2	4	3	5	1	
Lentibulariaceae	1	3	2	1	1	2		1	3
Liliaceae	6	7		4	5	2	3	1	6
Loasaceae	1	1		1	1		1	1	1
Loranthaceae	1	2	2	1			2		
Lythraceae	2	5		2	3	4	2	1	3
Malvaceae	5	9	3	4	4	3	3	1	7
Marcgraviaceae	1	1	1		1				1
Mayacaceae	1	1	1						1
Melastomataceae	3	30	23	11	19	21	26	20	15
Meliaceae	1	1	1				1		
Menispermaceae	1	1							1
Monimiaceae	1	1			1			1	
Moraceae	1	1			1	1	1		1
Myrsinaceae	1	3	3	2	3	3	3	2	3
Myrtaceae	8	23	16	16	19	13	22	7	5
Onagraceae	3	3	2	2	3	1	1	1	3
Orchidaceae	17	28	12	9	13	10	9	1	19
Oxalidaceae	1	5	2	2	4	2	2	2	4
Passifloraceae	1	4	2	1	2	1	3	2	1
Piperaceae	2	8	3	3	5	4	4	2	6
Plantaginaceae	1	6	2	3	4	2	1	1	6
Poaceae	39	78	37	37	38	30	19	8	72
Polygalaceae	1	6	1	5	2	2	1		6
Polygonaceae	1	1			1				1
Portulacaceae	1	1		1					1
Primulaceae	1	1		1					1
Proteaceae	2	4	2	1	2	1	3	2	3
Ranunculaceae	3	4	2	3	2		3	2	2
Rhamnaceae	2	2	1	1	2	1	2	1	1
Rosaceae	5	7	4	5	7	4	5	1	5
Rubiaceae	7	18	10	9	11	9	7	8	17
Rutaceae	1	2			2	1		2	1
Santalaceae	1	1		1	1	1			1
Sapindaceae	1	1	1		1		1	1	1
Sapotaceae	1	1	1		1		1		
Scrophulariaceae	5	6	1	1	4	2	1		5
Smilacaceae	1	1	1				1	1	
Solanaceae	7	27	15	13	17	16	18	10	15
Styracaceae	1	1	1	1	1		1	1	
Symplocaceae	1	5	3	4	4	2	5	2	
Theaceae	1	1	1		1		1	1	1
Tiliaceae	2	2			2	1			2
Urticaceae	4	10	7	2	5	4	5	2	9
Valerianaceae	1	5	3	3	4	2	3	3	5
Verbenaceae	5	11	5	6	7	4	4	6	8
Violaceae	2	3	3	2	1	1	2		2
Vitaceae	1	2	2	1	1	1	1		2
Xyridaceae	1	2				2			2
Winteraceae	1	1	1	1	1	1	1	1	1
TOTAL 119 fams.	368	871	461	420	529	413	461	281	642

Tabela 2.3 – Síntese da riqueza, por gênero, de espécies vasculares da matinha nebular (MN), vegetação rupícola (VR) e transição entre elas (Tr) nos Aparados da Serra Geral, por área e por tipo de vegetação. **Ng** e **Ne** = número de gêneros e espécies, respectivamente. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações.

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Aspleniaceae	1	Asplenium	8	5	4	4	4	8	1	2
Blechnaceae	1	Blechnum	9	6	5	5	7	8	5	5
Dennstaedtiaceae	4	Dennstaedtia	2			1		1	1	1
		Histiopteris	1	1	1	1	1	1		
		Hypolepis	1		1	1	1	1		
		Pteridium	1	1	1	1	1	1	1	1
Dicksoniaceae	1	Dicksonia	1	1	1	1	1	1	1	1
Dryopteridaceae	9	Athyrium	1	1	1	1	1	1		
		Ctenitis	2	2		1		1	1	2
		Cystopteris	1	1		1			1	1
		Diplazium	1	1		1		1	1	1
		Dryopteris	1	1	1	1		1	1	1
		Elaphoglossum	5	5	1	2	2	2	1	5
		Lastreopsis	1	1				1	1	
		Polystichum	2	1	2	1		2	1	1
		Rumohra	1	1	1	1	1	1	1	1
Gleicheniaceae	2	Dicranopteris	2	2		1	1	1	1	2
		Gleichenia	2	2	1	1	2			2
Hymenophyllaceae	1	Hymenophyllum	5	5	5	5	5	5		2
Lophosoriaceae	1	Lophosoria	1	1			1	1	1	1
Lycopodiaceae	1	Lycopodium	11	8	6	2	5	2	6	10
Marattiaceae	1	Marattia	1	1	1	1	1	1	1	
Osmundaceae	1	Osmunda	1				1			1
Plagiogyriaceae	1	Plagiogyria	1	1	1	1	1	1		
Polypodiaceae	6	Campyloneurum	4	2	2	4	2	3		2
		Grammitis	7	5	3	4	3	6	1	4
		Microgramma	1	1	1	1	1	1	1	1
		Niphidium	1	1		1	1			1
		Pleopeltis	1	1	1	1	1	1		1
		Polypodium	10	6	3	7	4	6	3	8
Pteridaceae	7	Adiantum	2	2	1	2	1	1	2	1
		Cheilanthes	1			1				1
		Doryopteris	3		2	2	1			3
		Eriosorus	1			1	1	1	1	1
		Lindsaea	1				1	1		
		Notholaena	1			1				1
		Pityrogramma	2	2		1			1	2
Schizaeaceae	1	Anemia	3		1	3	1			3
Selaginellaceae	1	Selaginella	2	1	2	2	1	1		1
Thelypteridaceae	1	Thelypteris	8	5	3	5	2	4	5	5
Vittariaceae	1	Vittaria	1	1	1	1	1	1		
Araucariaceae	1	Araucaria	1	1	1	1	1	1		1
Acanthaceae	1	Justicia	1	1		1		1	1	
Amaranthaceae	1	Iresine	1	1		1	1			1
Anacardiaceae	1	Schinus	1	1	1	1	1	1	1	1
Apiaceae	4	Apium	2	1	2	1	1	2		1
		Centella	1	1		1	1			1
		Eryngium	8	2	4	5	4	3	2	8
		Hydrocotyle	5	4	4	4	4	3	1	5
Apocynaceae	1	Mandevilla	3	1		3	1		2	3
Aquifoliaceae	1	Ilex	5	2	2	3	4	5	2	1

continua

Tabela 2.3 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Araceae	1	Anthurium	1	1		1				1
Araliaceae	1	Oreopanax	1	1	1	1	1	1	1	1
Asclepiadaceae	5	Asclepias	1			1				1
		Orthosia	1	1				1		
		Oxypetalum	3	2	1	2	1	3	1	3
		Schistogyne	1		1			1		
		Tassadia	1	1	1	1	1	1	1	1
Asteraceae	43	Achyrocline	2	1	2	2	2			2
		Aspilia	1	1	1					1
		Aster	1	1			1			1
		Baccharidastrum	1	1	1	1	1	1	1	1
		Baccharis	37	21	26	21	17	29	20	27
		Bidens	1	1		1	1			1
		Calea	2			2	1	1	1	2
		Chaptalia	4	2	4	2	2	2	1	3
		Chevreulia	1		1	1	1			1
		Conyza	5	2	4	1	2	2	1	4
		Dasyphyllum	1	1	1	1		1	1	
		Elephantopus	1			1	1	1		1
		Erechtites	2		2		1	2		1
		Erigeron	2	1	1	1	1	2	1	2
		Eupatorium	21	13	11	14	12	14	14	17
		Galinsoga	1			1	1			1
		Gamochaeta	8	3	6	5	3	1		8
		Gnaphalium	1				1			1
		Hieracium	1			1				1
		Holocheilus	2	1	1	1	1	1		1
		Hypochaeris	1	1	1	1	1			1
		Hysterionica	2	1	1	1				2
		Jaegeria	1	1	1	1	1	1		1
		Jungia	1	1				1		
		Lucilia	2			1	1			2
		Mikania	8	7	6	4	7	7	5	5
		Mutisia	2	2	2	2	1	2	1	
		Noticastrum	2		1		1			2
		Pamphalea	1		1	1	1	1		1
		Perezia	2		1		1	1		1
		Piptocarpha	1				1	1		
		Pluchea	1	1		1	1			1
		Senecio	11	7	9	7	5	7	7	10
		Solidago	1	1	1	1	1			1
		Soliva	1	1						1
		Sommerfeltia	1		1	1				1
		Sonchus	1	1		1	1			1
		Stevia	2	1	2	2	1	1	1	2
		Tagetes	1	1		1	1			1
		Trichocline	1		1					1
		Trixis	1	1		1	1		1	1
		Verbesina	2	1	1	2	1	1	2	2
		Vernonia	9	5	4	6	6	6	4	6
Basellaceae	1	Anredera	1	1		1	1			1
Begoniaceae	1	Begonia	12	9	4	3	4	8	9	11
Berberidaceae	1	Berberis	2	1	2	2	1	2	1	1
Bignoniaceae	4	Macfadyena	1			1				1
		Pithecoctenium	1			1				1

continua

Tabela 2.3 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Bignoniaceae		Tabebuia	2	1		2	1	1	1	2
		Urbanolophium	1							1
Boraginaceae	1	Moritzia	1		1	1	1	1	1	1
Brassicaceae	2	Brassica	1		1			1		
		Cardamine	1		1			1		
Bromeliaceae	4	Aechmea	2	2	1	1	1	2		2
		Dyckia	2	1	1	1	1		1	2
		Tillandsia	6	3	1	5	4	3	1	6
		Vriesea	6	4		6	3	3	2	5
Buddlejaceae	1	Buddleja	5	2	2	2	3	4	2	3
Cactaceae	5	Brasilicactus	1	1	1		1			1
		Cereus	1							1
		Notocactus [incl. Parodia]	1				1			1
		Rhipsalidopsis	1	1	1	1	1	1		
		Rhipsalis	4	1	1	4	4	2		4
Campanulaceae	3	Lobelia	1	1				1		
		Siphocampylus	3	3	2	1	1	3	1	1
		Wahlenbergia	1	1		1	1			1
Caprifoliaceae	2	Lonicera	1			1			1	
		Sambucus	1			1			1	
Caryophyllaceae	4	Arenaria	2	1	2	1	1			2
		Cerastium	3	1	2	3		2		2
		Paronychia	1	1		1		1		1
		Spergula	1	1		1				1
Cecropiaceae	1	Coussapoa	1			1	1			1
Celastraceae	1	Maytenus	2	1	1	1	2	2	2	
Clethraceae	1	Clethra	2	1	1	1	2	2	1	1
Clusiaceae	2	Clusia	1			1				1
		Hypericum	3	2	1	2	1			3
Commelinaceae	3	Tinantia	1							1
		Tradescantia	4		3	2		2		3
		Indet.	1				1			1
Convolvulaceae	1	Dichondra	1	1	1	1	1			1
Cornaceae	1	Griselinia	1	1	1	1	1	1	1	1
Cucurbitaceae	2	Cayaponia	1	1	1	1	1	1		
		Melothria	1			1	1			1
Cunoniaceae	2	Lamanonia	1	1		1	1	1	1	1
		Weinmannia	2	1	1	2	2	2	1	2
Cyperaceae	12	Ascolepis	1				1			1
		Bulbostylis	3		2	1	1			3
		Carex	7	4	7	3	2	5		4
		Cyperus	4	3	1	2	1			4
		Eleocharis	2		1	2	1	2		
		Fimbristylis	1	1		1	1			1
		Kyllinga	2	1	1	2				2
		Lagenocarpus	1	1						1
		Machaerina	1	1	1	1	1		1	1
		Rhynchospora	7	2	3	5	4	6	1	5
		cf. Scirpus	1			1		1		
		Scleria	2				1			2
Dioscoreaceae	1	Dioscorea	4	1		2	2	1	1	4
Droseraceae	1	Drosera	1	1						1
Elaeocarpaceae	2	Crinodendron	1		1			1	1	1
		Sloanea	1	1				1		
Ericaceae	3	Gaultheria	4	2	2	1	1	1	3	4

continua

Tabela 2.3 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Ericaceae		Gaylussacia	3	1	1	2	2	3	1	1
		Leucothoe	2	1	1	2	1	2	1	1
Eriocaulaceae	2	Eriocaulon	1		1			1		
		Paepalanthus	2	1	1	2	1	2		1
Erythroxylaceae	1	Erythroxylum	1			1				1
Euphorbiaceae	7	Acalypha	1	1	1		1		1	1
		Argythamnia	2		1	2		2	2	
		Croton	5	2	4	3	2	3	3	5
		Euphorbia	2			2	1			2
		Phyllanthus	2		1		1		1	2
		Sapium	1	1		1	1	1	1	1
		Sebastiania	1			1	1			1
Fabaceae - Caes.	1	Senna	2	1		2	1	1	1	1
Fabaceae - Fab.	7	Adesmia	2	1	1		1		2	2
		Dalbergia	1	1		1		1	1	1
		Desmodium	3	1		1	3			3
		Lonchocarpus	1			1	1		1	1
		Machaerium	1			1	1		1	1
		Medicago	1	1						1
		Trifolium	1	1						1
Fabaceae - Mim.	4	Calliandra	1							1
		Inga	1				1	1		
		Mimosa	8	4	5	3	3	5	6	7
		Pithecellobium	1			1	1			1
Flacourtiaceae	3	Azara	1	1	1	1		1		
		Casearia	1			1				1
		Xylosma	1	1				1		
Geraniaceae	2	Geranium	2		1	1		1		1
		Viviania	2		2			2		
Gesneriaceae	2	Nematanthus	2	1		2				2
		Sinningia	5	1	1	5	3		2	5
Grossulariaceae	1	Escallonia	5	2	5	2	1	5	4	3
Gunneraceae	1	Gunnera	1	1	1	1	1	1	1	1
Hippocrateaceae	1	cf. Peritassa	1			1			1	
Icacinaceae	1	Citronella	2	2	1	2		2	1	
Iridaceae	2	Calydorea	1		1	1				1
		Sisyrinchium	5	2	4	1	2	1	1	4
Juncaceae	2	Juncus	3	2		2	1	2		2
		Luzula	1	1	1			1	1	1
Lamiaceae	7	Cunila	1	1		1		1	1	1
		Glechon	1	1	1	1	1	1	1	1
		Hesperozygis	1	1	1	1		1	1	1
		Hyptis	2			1	1			2
		Prunella	1	1	1	1	1			1
		Salvia	4	3	2	2	1	3	1	2
		Scutellaria	1				1			1
Lauraceae	3	Cinnamomum	1	1		1	1	1		
		Ocotea	2	2	1	2	1	2	1	
		Persea	2	2	1	1	1	2		
Lentibulariaceae	1	Utricularia	3	2	1	1	2		1	3
Liliaceae	6	Alstroemeria	2		1		1	2	1	1
		Habranthus	1			1				1
		Hippeastrum	1		1	1				1
		Hypoxis	1			1	1	1		1
		Nothoscordum	1		1	1				1

continua

Tabela 2.3 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Liliaceae		Zephyranthes	1		1	1				1
Loasaceae	1	Cajophora	1		1	1		1	1	1
Loranthaceae	1	Struthanthus	2	2	1			2		
Lythraceae	2	Cuphea	4		2	2	3	2		2
		Heimia	1			1	1		1	1
Malvaceae	5	Abutilon	2	1			1			2
		Calyptrimalva	1	1	1	1		1	1	1
		Monteiroa	2		2			2		
		Pavonia	2		1	1				2
		Sida	2	1		2	2			2
Marcgraviaceae	1	Marcgravia	1	1		1				1
Mayacaceae	1	Mayaca	1	1						1
Melastomataceae	3	Leandra	18	14	7	11	13	18	13	6
		Miconia	3	3	1	2	2	3	2	1
		Tibouchina	9	6	3	6	6	5	5	8
Meliaceae	1	Cabralea	1	1				1		
Menispermaceae	1	Cissampelos	1							1
Monimiaceae	1	Hennecartia	1			1			1	
Moraceae	1	Ficus	1			1	1	1		1
Myrsinaceae	1	Myrsine	3	3	2	3	3	3	2	3
Myrtaceae	8	Eugenia	3	1	1	2		2		1
		Gomidesia	1	1			1	1	1	1
		Hexachlamys	1	1	1	1		1		
		Myrceugenia	12	7	11	10	8	12	4	2
		Myrcia	3	3		3	2	3	1	
		Myrciaria	1	1	1	1	1	1		
		Myrrhinium	1	1	1	1		1		
		Siphoneugena	1	1	1	1	1	1	1	1
Onagraceae	3	Epilobium	1	1	1	1				1
		Fuchsia	1	1	1	1	1	1	1	1
		Oenothera	1			1				1
Orchidaceae	17	Cranichis	1				1			1
		cf. Cyclopogon	1	1	1			1		
		Epidendrum	2	2		1	2			2
		Eulophia	1				1			1
		Habenaria	7	3	3	3	2	2		5
		Isochilus	1			1				1
		Liparis	1		1					1
		Malaxis	1		1	1		1		
		Maxillaria	1	1		1				1
		Octomeria	2			1	1	1		1
		Oncidium	3	1		1	1	1		2
		Pelexia	2	1		2				2
		Pleurothallis	1		1			1	1	
		Rodrigueziella	1	1		1	1	1		
		Sophronitis	1	1	1	1	1	1		
		Stenorrhynchos	1		1					1
		Zygopetalum	1	1						1
Oxalidaceae	1	Oxalis	5	2	2	4	2	2	2	4
Passifloraceae	1	Passiflora	4	2	1	2	1	3	2	1
Piperaceae	2	Peperomia	7	2	3	4	3	3	1	5
		Piper	1	1		1	1	1	1	1
Plantaginaceae	1	Plantago	6	2	3	4	2	1	1	6
Poaceae	39	Agrostis	1	1	1			1		1
		Amphibromus	1			1		1		

continua

Tabela 2.3 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Poaceae		Andropogon	3	2	1	2				3
		Aristida	1			1				1
		Aulonemia	1		1	1	1	1	1	1
		Axonopus	4	2	2	2				4
		Briza	6	2	3	1	1			6
		Bromus	1	1	1	1	1	1		1
		Calamagrostis	2	1	1	1	2			2
		Chloris	1			1				1
		Chusquea	4	2	2	2	2	4	2	1
		Cortaderia	2	2	2	1	1	1	1	2
		Danthonia	1	1	1					1
		Deschampsia	1				1			1
		Digitaria	1	1		1				1
		Eragrostis	3		2		2			3
		Eriochrysis	1				1			1
		Festuca	1	1	1	1	1	1		1
		Holcus	1	1	1	1	1			1
		Ichnanthus	1	1				1		
		Imperata	1	1						1
		cf. Leptocoryphium	1			1				1
		Melica	2	1	1	1	1		1	2
		Melinis	1			1				1
		cf. Merostachys	1	1				1		
		Muhlenbergia	1			1	1			1
		Oplismenus	1			1	1			1
		Panicum	5	2	4	3	1	4	1	5
		Paspalum	9	6	3	1	3			9
		Pennisetum	1			1		1	1	1
		Piptochaetium	1		1					1
		Poa	3	3	1	3	1	2	1	3
		Polypogon	1	1		1	1			1
		Rhynchelytrum	1			1	1			1
		Schizachyrium	4	2	4	2	2			4
		Setaria	3	1	1	1	3			3
		Sorghastrum	1			1				1
		Sporobolus	1	1	1	1	1			1
		Stipa	3		2	1				3
Polygalaceae	1	Polygala	6	1	5	2	2	1		6
Polygonaceae	1	Rumex	1			1				1
Portulacaceae	1	Portulaca	1		1					1
Primulaceae	1	Anagallis	1		1					1
Proteaceae	2	Euplassa	1					1		
		Roupala	3	2	1	2	1	2	2	3
Ranunculaceae	3	Anemone	2	1	1			1		1
		Clematis	1		1	1		1	1	
		Ranunculus	1	1	1	1		1	1	1
Rhamnaceae	2	Colletia	1			1		1	1	1
		Rhamnus	1	1	1	1	1	1		
Rosaceae	5	Acaena	1	1	1	1	1	1		1
		Duchesnea	1		1	1		1	1	
		Margyricarpus	1		1	1				1
		Prunus	2	1	1	2	2	2		1
		Rubus	2	2	1	2	1	1		2
Rubiaceae	7	Coccocypselum	2	2	1	1	1	1	1	2
		Galianthe	4	2	1	2	2	1	3	4

continua

Tabela 2.3 - conclusão

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr	VR
Rubiaceae		Galium [incl. Relbunium]	7	3	6	4	3	2		6
		Hindsia	1	1				1	1	1
		Manettia	2	1	1	2	1	1	2	2
		Richardia	1			1	1			1
		Rudgea	1	1		1	1	1	1	1
Rutaceae	1	Zanthoxylum	2			2	1		2	1
Santalaceae	1	Arjona	1		1	1	1			1
Sapindaceae	1	Allophylus	1	1		1		1	1	1
Sapotaceae	1	Chrysophyllum	1	1		1		1		
Scrophulariaceae	5	Agalinis	2			1	1			2
		Esterhazya	1	1		1	1			1
		Gratiola	1		1	1		1		
		Mecardonia	1							1
		Veronica	1			1				1
Smilacaceae	1	Smilax	1	1				1	1	
Solanaceae	7	Brunfelsia	1			1			1	
		Cyphomandra	1	1	1	1	1	1	1	1
		Markea	1				1			1
		Nicotiana	2	1	2	1	1		1	2
		Petunia [incl. Calibrachoa]	3		1	3	1	1		2
		Physalis	1			1				1
		Solanum	18	13	9	10	12	16	7	8
Styracaceae	1	Styrax	1	1	1	1		1	1	
Symplocaceae	1	Symplocos	5	3	4	4	2	5	2	
Theaceae	1	Gordonia	1	1		1		1	1	1
Tiliaceae	2	Luehea	1			1	1			1
		Triumfetta	1			1				1
Urticaceae	4	Boehmeria	1	1		1	1			1
		Phenax	2	1		2	2	1	1	2
		Pilea	6	5	2	2	1	3	1	6
		Urtica	1		1			1		
Valerianaceae	1	Valeriana	5	3	3	4	2	3	3	5
Verbenaceae	5	Citharexylum	1			1		1	1	
		Lantana	1	1	1	1	1		1	1
		Stachytarpheta	1			1	1			1
		Verbena [incl. Glandularia]	7	3	5	3	1	3	3	5
		Verbenoxylum	1	1		1	1		1	1
Violaceae	2	Hybanthus	1	1	1					1
		Viola	2	2	1	1	1	2		1
Vitaceae	1	Cissus	2	2	1	1	1	1		2
Xyridaceae	1	Xyris	2				2			2
Winteraceae	1	Drimys	1	1	1	1	1	1	1	1
TOTAL 119 fams.		368 gêneros	871	461	420	529	413	461	281	642

sendo 3 exclusivas) e Solanaceae (15, sendo 7 exclusivas); portanto, Poaceae, Cyperaceae e muito especialmente Orchidaceae mostraram alto índice de "exclusividade" na VR.

As **famílias** com maior número de espécies nas **MNs** foram Asteraceae (86 espécies, sendo 21 exclusivas), Melastomataceae (26, sendo 6 exclusivas), Myrtaceae (22, sendo 15 exclusivas), Poaceae (19, sendo 5 exclusivas), Solanaceae (18, sendo 8 exclusivas), Polypodiaceae (17, sendo 7 exclusivas), Cyperaceae (14, sendo 7 exclusivas), Dryopteridaceae (10, sendo duas exclusivas) e Orchidaceae (9, sendo 8 exclusivas). A distribuição geral de Asteraceae no Brasil mostra sua maior riqueza nos ambientes rupestres (Leitão Filho *et alii* 1991), o que foi confirmado também neste estudo, mas a ocorrência de espécies da família nas fisionomias florestais, considerada "bem mais rara" pelos mesmos autores para o estado de Goiás, foi muito importante nas MNs dos Aparados, onde foi inclusive a família com maior riqueza de espécies. Chama atenção que, das 4 famílias mais ricas nas MNs, 3 apresentaram apenas cerca de ¼ de suas espécies como exclusivas neste tipo de comunidade, e, das 9 mais ricas, somente Myrtaceae e Orchidaceae apresentaram mais da metade de suas espécies como exclusivas das MNs neste estudo, com a última família repetindo o altíssimo nível de exclusividade que também apresentou na VR.

Baccharis foi o **gênero** com maior riqueza de espécies (37, ou mais de 4% da riqueza total), apresentando mais espécies que qualquer família, exceto Asteraceae e Poaceae; outros gêneros ricos em espécies (Tabela 2.3) foram *Eupatorium* (21), *Leandra* (18), *Solanum* (18), *Begonia* (12), *Myrceugenia* (12), *Lycopodium* (11), *Senecio* (11), *Polypodium* (10), *Blechnum* (9), *Paspalum* (9), *Tibouchina* (9) e *Vernonia* (9), novamente comprovando a importância de Asteraceae na riqueza de espécies, pois um terço dos gêneros mais ricos pertence a ela. As pteridófitas mostraram-se um grupo bastante importante nos Aparados, atingindo 111 espécies e correspondendo a 13% do total das espécies encontradas na região neste estudo, possuindo 25% dos gêneros mais ricos, mas nenhum dos 6 maiores. Os **gêneros** mais ricos em espécies **rupícolas** foram *Baccharis* (27), *Eupatorium* (17), *Begonia* (11), *Lycopodium* (10), *Senecio* (10), *Paspalum* (9), *Polypodium* (8), *Eryngium* (8), *Gamochaeta* (8), *Solanum* (8) e *Tibouchina* (8). Os **gêneros** mais ricos em espécies nas **MNs** foram *Baccharis* (29), *Leandra* (18), *Solanum* (16), *Eupatorium* (14), *Myrceugenia* (12), *Asplenium* (8), *Blechnum* (8), *Begonia* (8), *Mikania* (7) e *Senecio* (7).

Em cada área amostrada, a riqueza do conjunto das comunidades da VR e MN foi relativamente pouco variável, apresentando um total de cerca de 400-500 espécies em cada área. A Serra do Rio do Rastro apresentou o maior número de espécies (529), seguida pela Serra do Corvo Branco (461), pelo Morro da Igreja (420) e pela Serra da Rocinha (413). É muito provável que esta variação da riqueza seja decorrente da grande amplitude altitudinal e maior área de VR exploradas na primeira, pela facilidade de exploração dos paredões ao longo de vários quilômetros da estrada, e das menores áreas amostradas nas duas últimas (de VR da penúltima e de MN da última). É provável ainda que as maiores altitudes do Morro da Igreja tenham exercido alguma restrição à riqueza da área, mas também é possível que tenhamos compensado isto por uma mais intensa exploração de suas MNs.

Na Serra do Corvo Branco, as MNs e as VRs tiveram praticamente a mesma riqueza (pouco mais de 270 espécies cada), enquanto as VRs das Serras do Rio do Rastro e da Rocinha, as áreas mais austrais, tiveram maior riqueza que suas MNs, mas as VRs foram mais exploradas por nós que as MNs, enquanto as MNs do Morro da Igreja, a área de maior altitude, apresentaram riqueza maior que as suas VRs, mas estas eram extremamente pouco acessíveis em quase todos os locais do Morro e a variação altitudinal amostrada foi a menor de todas as VRs. Tais resultados, portanto, não podem ser interpretados somente em termos de efeitos de possíveis fatores abióticos, pois, como mencionado, a variação nas áreas amostradas provavelmente tem tanta ou maior influência quanto os parâmetros físico-químicos. As diferenças de riqueza na VR entre as áreas certamente são quase totalmente decorrentes da menor área amostrada no Morro da Igreja e da maior na Serra do Rio do Rastro, enquanto a riqueza na MN é praticamente igual nas 3 áreas mais ao norte e menor na Serra da Rocinha, exatamente a que teve menor área amostrada, embora não se possa excluir também efeitos de um possível gradiente latitudinal na riqueza de espécies, existente pelo menos na mata atlântica de encosta.

Portanto, pouco se pode concluir das comparações entre MN e VR deste estudo, mas consideramos muito importante a constatação de que **a riqueza local ou regional da VR**, uma vegetação aberta, pode perfeitamente ser **semelhante ou inclusive superior à da MN**, uma formação vegetacional florestal ou fechada. É possível que nos Aparados, em função das fortes adversidades abióticas, as riquezas de formações

fitofisionomicamente tão diferentes sejam igualmente restringidas e tornadas semelhantes pela influência decisiva de tais adversidades.

No estudo de Rambo (1956a), também Asteraceae e *Baccharis* foram a família e o gênero com maior número de espécies (155 e 42, respectivamente; valores muito próximos dos nossos: 150 e 37), com Cyperaceae (40), Fabaceae (40), Poaceae (31), Orchidaceae (27), Apiaceae (23), Melastomataceae (22), Rubiaceae (21), Solanaceae (21), Verbenaceae* (19), Myrtaceae (17), Euphorbiaceae* (16) e Lamiaceae* (16) sendo as outras famílias mais importantes, e neste caso *Baccharis* apresentou mais espécies que qualquer destas famílias; **destacamos com** *, aqui e mais adiante (inclusive na Tabela 2.4, no final da seção 2.8.3), os **táxons que não foram dos 12 mais ricos** em nosso estudo. Chama atenção o número de espécies de Poaceae, grandemente subestimado e refletindo o enorme desconhecimento que havia naquela época sobre as espécies nativas da família, muito abundante e rica em espécies nos campos, e que talvez pudesse inclusive aproximar-se de ou mesmo superar o número de espécies de Asteraceae. O próprio Rambo (1956a:262) reconhecia a precariedade do conhecimento sobre as espécies de gramíneas, mas também destacava que os grandes gêneros tropicais *Andropogon*, *Panicum* e *Paspalum* estavam muito desfalcados naquelas "paragens temperadas"; por outro lado, é quase incompreensível que Rambo (1954) tenha registrado uma grande riqueza de Poaceae (mais de 150 espécies) para Porto Alegre, diferentemente dos Aparados. A grande riqueza de espécies de Fabaceae, Apiaceae, Rubiaceae, Verbenaceae e Orchidaceae é natural nos Aparados, pois as 4 primeiras são muito diversificadas nos campos, enquanto a última tem várias espécies epifíticas nos pinhais e terrícolas nos banhados.

Segundo Rambo (1956a), os demais gêneros mais ricos foram *Eupatorium* (23), *Eryngium** (15), *Verbena** (15), *Cyperus** (13), *Solanum* (12), *Sisyrinchium** (10), *Tibouchina* (10), *Juncus** (9), *Vernonia* (9), *Habenaria** (8), *Leandra* (8), *Mimosa** (8), *Rhynchospora** (8) e *Polygala** (7); bem mais da metade deles foi diferente dos mais ricos encontrados por nós, mas muitos dos aqui citados são mais típicos dos campos e das turfeiras; também chama atenção que nenhum deles é exclusiva ou predominantemente florestal ou lenhoso, da mesma forma como os mais ricos no nosso estudo (exceto *Myrceugenia*), o que demonstra que também no estudo de Rambo a maior parte da riqueza foi determinada por táxons não ou pouco florestais.

Para Rambo (1956a:265), a "vegetação rupestre é a menos numerosa e mais heterogênea de todas" as 5 formações analisadas por ele. No nosso trabalho, encontramos uma riqueza de espécies bem maior na VR que na MN, e uma riqueza na VR (637 espécies) maior que o dobro das espécies citadas por Rambo para cada uma das 3 grandes formações que ele destacou: pinhal (239 espécies), campo (281 espécies) e turfeira (170 espécies). Embora Rambo tenha se restringido às espermatófitas, enquanto o presente estudo inclui também pteridófitas, é evidente que o número destas (111 no total) não é a causa da maior parte destas diferenças, que provavelmente relacionam-se à opção de Rambo em considerar cada espécie como ocorrente em uma única formação. Além disso, é possível que nossos conceitos de VR sejam diferentes na prática, embora consideremos que o de Rambo parece ter sido bem mais amplo que o nosso, por incluir áreas planas ou pouco declivosas (ver cap. 3). É provável que o campo e a turfeira de Rambo (1956a) tenham diversas espécies em comum, mas mesmo somando-se tal intersecção às duas formações, e considerando muitas outras espécies não encontradas ou identificadas por Rambo, não parece possível que a turfeira possa aproximar-se da riqueza da VR aqui considerada, e mesmo o campo talvez não possa ultrapassar facilmente esta riqueza, o mesmo podendo ser dito em relação ao pinhal.

Comparações mais detalhadas entre os 2 estudos são bastante difíceis, pois Rambo (1956a) incluiu e detalhou as floras de campos, pinhais e turfeiras, não consideradas no presente trabalho, além de apenas a Serra da Rocinha ser uma área em comum entre nossos trabalhos, pois Rambo concentrou-se em duas outras áreas ao sul dela e nós em 3 áreas ao norte dela, o que mostra a complementaridade de nosso estudo em relação ao dele.

Baptista *et alii* (1979) encontraram Asteraceae (100 espécies) e Poaceae (67) como as mais ricas famílias no Parque Nacional de Aparados da Serra, seguidas por Orchidaceae (32), Melastomataceae (19), Rubiaceae (19), Fabaceae (18), Polypodiaceae (16), Verbenaceae* (16), Cyperaceae (14), Apiaceae (14), Hymenophyllaceae* (13), Euphorbiaceae* (13), Myrtaceae (12) e Solanaceae (12). Os gêneros mais ricos foram *Baccharis* (33), *Eupatorium* (17), *Polypodium* s.l. (15), *Paspalum** (13), *Verbena** (12), *Eryngium** (9), *Cyperus** (8), *Leandra* (8) e *Solanum* (8). Há grande semelhança entre os táxons mais ricos de seu trabalho e os do nosso, especialmente no nível de família, mas as mesmas dificuldades apontadas acima são

válidas para uma comparação mais detalhada, acrescidas da inexistência de área comum entre os levantamentos. Porém, pode ser mencionado que a inclusão da mata atlântica de encosta, dos pinhais e das vegetações campestres e turfosas por Baptista *et alii* (1979) não parece ter sido suficiente para diferenciar grandemente os 2 estudos, em parte talvez por os táxons com mais espécies ocorrerem especialmente em áreas mais abertas, também encontradas em nosso estudo nas MNs perturbadas e na VR, enquanto os táxons genéricos ou familiares mais tipicamente de florestas densas e altas ou mais conservadas parecem não possuir uma grande quantidade de espécies cada um, acentuando a semelhança florística quando analisamos apenas os táxons mais ricos. Esta similaridade deve cair bastante quando se comparam as floras completas, e especialmente quando se tiver levantamentos mais detalhados das matas de encosta, pouco exploradas por Baptista *et alii* (1979) e também por Rambo (1956a).

Rambo (1952, 1956a) comprova a diversidade de Asteraceae nos Aparados sul-rio-grandenses, mostrando que sua participação nesta região corresponde a 21% da flora fanerogâmica, enquanto no RS como um todo a família atinge apenas 10%. Mondin & Baptista (1996) demonstram a desigual distribuição das espécies de uma de suas tribos (Mutisieae) naquele estado, pois 63% delas ocorrem na região dos Campos de Cima da Serra, bem acima da percentagem de qualquer outra região, levando-os a concluir que as espécies desta tribo possuem preferência pelos fatores ambientais proporcionados pelas maiores altitudes, embora sua ocorrência nas MNs e VRs dos Aparados tenha sido pouco comum em nosso estudo. Acreditamos que a grande riqueza da família em nosso levantamento decorre em parte da grande entrada de luz nas MNs (também associada às perturbações antrópicas provocadas pelo fogo, gado e desmatamento) e na VR (nesta, associada ao seu baixo porte e às perturbações naturais que causam deslizamentos e instabilidade nas escarpas), o que favorece espécies heliófilas, como quase todas da família Asteraceae.

Mattos (1957) listou 270 espécies vasculares para uma região de 4000 km^2 que inclui boa parte do Parque Nacional de São Joaquim, com campos, matas, capoeiras e banhados; também encontrou Asteraceae (39) e Poaceae (39) como as famílias mais ricas, mas as duas seguintes foram Myrtaceae (21; família estudada por tal autor e, provavelmente, mais enfatizada por ele) e Fabaceae (14), que não tiveram posições de tanto destaque no nosso estudo. *Baccharis* (11) foi também o gênero mais rico, seguido por *Myrceugenia* (6), *Solanum* (5), *Paspalum** (4), *Polygala** (4), *Briza** (3), *Cyperus** (3), *Eryngium** (3), *Eupatorium* (3), *Mimosa** (3), *Panicum** (3), *Piptochaetium** (3) e *Setaria** (3); estes gêneros com 3-4 espécies são especialmente campestres. Mattos (1957, 1994) não reconhece as MNs como uma formação diferente dos pinhais e nem aborda a VR.

2.8.3. Aspectos florísticos de outras áreas alto-altitudinais com vegetações comparáveis

Trataremos aqui de alguns estudos sobre a flora das grandes elevações do Itatiaia e de regiões de maior altitude no Brasil ou no continente americano. Todas estas regiões possuem vegetações "abertas" e matas relativamente baixas ("campos de altitude" ou "campos rupestres"), que consideramos de certo modo comparáveis às regiões mais adversas e elevadas dos Aparados que foram amostradas por nós e onde ocorrem a VR e a MN. Ao final desta seção, ainda trataremos da flora de algumas regiões geograficamente mais próximas dos Aparados mas bem mais baixas, as quais consideramos que pudessem ter algum interesse ao serem comparadas com a flora que amostramos nesta tese.

No Paraná, Hatschbach & Moreira Filho (1972) listam 636 espermatófitas de campos, capões, matas de galeria e vegetação rupícola de afloramentos areníticos. Imaguire (1979/1980) lista 747 espécies vasculares (várias cultivadas) de campos, pinhais e áreas secundárias nas proximidades de Curitiba, onde as famílias mais ricas foram muito similares às do nosso estudo, mas os gêneros mais ricos foram bastante diferentes dos nossos, mostrando grande predomínio dos campestres nesta área paranaense. Santos & Hatschbach (1998) encontraram uma riqueza de 248 espécies de angiospermas na vegetação altimontana entre 1100 e 1547 m de um morro paranaense, incluindo campos graminosos de altitude, mata nebular e VR, o que parece uma área semelhante às que amostramos nos Aparados, mas é impossível uma comparação, pois ainda não foram publicados os dados por família ou tipo de vegetação, estando disponíveis apenas as principais espécies características de cada formação.

Ule (1895:192) afirmou que a "flora do Itatiaia é sensivelmente identica à da Serra Geral de St. Catharina, embora esta ultima seja menos elevada, esteja 6° mais ao sul, e os seus extensos pinheiraes, seus campos e grandes pantanos turfosos lembrem mais as regiões do norte da Europa." Baseado em 271 coletas de

fanerógamas e 295 de criptógamas, Ule apresentou um inventário florístico preliminar do Itatiaia, com maior riqueza de Asteraceae (especialmente *Baccharis*), Melastomataceae (especialmente *Leandra*) e Orchidaceae (especialmente *Habenaria*). De todas as famílias citadas por ele para as áreas mais elevadas, apenas 4 não foram encontradas por nós nos Aparados: Velloziaceae, Turneraceae, Elatinaceae e Burmanniaceae; a primeira não ocorre em SC e as demais possuem apenas raras e pouquíssimas espécies e quase sempre em áreas campestres ou banhados. Outros levantamentos em áreas alto-altitudinais do sudeste brasileiro (Tabela 2.4) foram feitos na década de 50 por Brade (1951; 531 espécies vasculares), Rizzini (1954; 1863 espécies: 222 dico, 355 monocotiledôneas e 286 pteridófitas, em cerca de 105 km^2, com matas úmidas ["cloud forests"], "matas secas" [talvez incluam MNs] e campos alto-altitudinais ["campos subalpinos" e "alpinos" e "charcos subalpinos"]) e Brade (1956), que apresenta uma lista, que ele reconhece não ser completa, com 456 espécies (271 dico, 92 monocotiledôneas e 93 pteridófitas) da região elevada do Itatiaia (acima de 2000 m de altitude), incluindo "matas arbustivas" (muito sugestivas das MNs), formações campestres e VR; sendo Brade um estudioso de pteridófitas e melastomatáceas, o grande destaque de ambas em parte poderia ser devido à especialização do autor, mas outros estudos confirmam a enorme importância de ambas, da mesma forma como nos Aparados, mesmo estando tais regiões separadas por cerca de 800 km.

Mais recentemente, Pinheiro & Guedes-Bruni (1998), no levantamento florístico dos campos altimontanos do Itatiaia (RJ) entre 2000 e 2787 m de altitude, incluindo também capões de mata, encontraram 682 espécies, sendo 469 já coletadas por Brade (1956) e 213 novas citações para a área; para a mesma região, Martinelli *et alii* (1989:131) afirmam que as principais famílias foram Asteraceae (96), Orchidaceae (37), Melastomataceae (37), Poaceae (29) e Lamiaceae* (18); segundo Pinheiro & Guedes-Bruni, as famílias com maior riqueza de espécies (talvez em ordem decrescente?) foram Asteraceae, Polypodiaceae (s.l.?), Orchidaceae, Melastomataceae, Poaceae, Lamiaceae*, Lycopodiaceae*, Ericaceae*, Eriocaulaceae*, Rubiaceae, Bromeliaceae e Myrtaceae. Chama atenção a não-menção de Cyperaceae, pois foi destacada por Safford (1999a) para a mesma região e foi a terceira em riqueza em nosso estudo. Safford (1999a) também considerou Asteraceae como a família com maior número de espécies (cerca de 20% do total de espécies) nos campos de altitude da região do Itatiaia e da Serra dos Órgãos, seguindo-se Polypodiaceae s.l. (13%), Melastomataceae (6%), Orchidaceae (5,5%), Poaceae (5%), Lamiaceae* (3,5%), Lycopodiaceae* (3%), Cyperaceae (3%) e Ericaceae* (3%); espécies de *Baccharis* representam 5% da flora total dos campos de altitude do Itatiaia, sendo também *Leandra*, *Tibouchina*, *Polygala**, *Peperomia**, *Habenaria** e *Senecio* outros gêneros muito ricos em espécies. Consideramos que a riqueza de *Peperomia* nas grandes altitudes do Itatiaia é um pouco surpreendente, pois, apesar de ser bastante rico em áreas florestais no sul do Brasil, ele apresenta poucas espécies rupícolas ou em ambientes abertos sulinos. Siqueira (1985) e Siqueira & Araujo (1999/2000) listam 130 espécies vasculares do Morro da Caledônia (RJ), que atinge 2219 m de altitude e apresenta matas de encosta nas altitudes inferiores e "campo de altitude" (que inclui afloramentos rochosos) acima de 1800 m, embora não deixem claro se amostraram nas matas ou não; são 42 espécies de pteridófitas e 88 de angiospermas: Asteraceae (15), Aspleniaceae* (8), Melastomataceae (7) e Pteridaceae* (7) foram as famílias mais ricas, e *Asplenium** (8), *Hymenophyllum** (5), *Baccharis* (4) e *Tibouchina* (4) foram os gêneros mais ricos.

Em relação aos estudos citados no parágrafo anterior, também chama atenção a relativamente pequena participação de Poaceae na riqueza florística destas áreas, sendo superada por Melastomataceae, família de tamanho bem menor, e por Orchidaceae, ambas de modo geral menos destacadas em áreas abertas; segundo Martinelli *et alii* (1989:127), poáceas e ciperáceas são predominantes nos campos de altitude do Itatiaia, devendo-se a elas a aparência campestre e xerofítica. Embora nem sempre a dominância esteja associada à diversidade, fica a dúvida se a baixa participação de Poaceae e Cyperaceae em tais levantamentos florísticos significa realmente pequena riqueza delas, dificuldades de reconhecimento e identificação de suas espécies (quase impossíveis de serem diferenciadas sem os órgãos reprodutivos) ou talvez uma grande importância dos capões florestais fornecendo abrigo para orquídeas epifíticas e melastomatáceas. Ericaceae (Kinoshita-Gouveia 1979, Luteyn 1989) e Eriocaulaceae (Giulietti & Pirani 1988) possuem, nas serras do sudeste brasileiro, sua maior riqueza de espécies no Brasil, e nos Aparados estão perto do seu limite meridional de distribuição, como já considerado por Rambo (1956a), que também mostrou que no RS as espécies de tais famílias, assim como de Melastomataceae, concentram-se nos Aparados, com pequena ocorrência fora dali, demonstrando preferência por regiões de maior altitude, o que ajuda a explicar a maior

diversificação e importância relativa das duas primeiras nas áreas do sudeste. Já o destaque a Lamiaceae talvez possa ser entendido igualmente por uma maior riqueza no sudeste brasileiro e por uma maior diversificação, da mesma forma que Eriocaulaceae, em áreas campestres planas ou pouco íngremes, que não foram consideradas em nosso estudo e foram incluídas por Pinheiro & Guedes-Bruni (1998) e Safford (1999a). O grande destaque de Polypodiaceae pode estar relacionado à ampla circunscrição adotada para ela nos 2 estudos comentados, mas, mesmo em nossa amplitude mais restrita, ela teve grande destaque, ultrapassando grandes famílias como Fabaceae (s.l., a terceira maior família de angiospermas) e Myrtaceae.

Outros levantamentos foram feitos em regiões alto-altitudinais mais ao norte do Itatiaia (Tabela 2.4), como Giulietti *et alii* (1987), que relacionam 1590 espécies vasculares de uma área de cerca de 200 km^2, havendo grande semelhança com as famílias mais ricas de nosso estudo, mas os gêneros mais ricos foram razoavelmente diferentes, embora a grande maioria deles tenha também ocorrido nos Aparados, só que com bem menos espécies; as pteridófitas atingiram apenas 38 espécies, 2% do total da flora vascular ou menos que cada um dos 2 gêneros de angiospermas mais ricos, e o maior destaque foi *Anemia* (8). Peron (1989), incluindo capões de mata e campos úmidos, apresenta uma lista preliminar com cerca de 300 espécies de "campos rupestres", numa área de 6000 ha. Ferreira *et alii* (1977/8), num trabalho repleto de erros na grafia de espécies, famílias e autores, listam 209 espécies para o Maciço do Caraça (MG), além de várias citadas no texto e não incluídas na sua lista (e que também foram desconsideradas por nós).

Leoni (1992) cita 211 espécies de 72 famílias de um prolongamento da Serra da Mantiqueira, que atinge 1900 m de altitude na área do Parque da Serra do Brigadeiro, possuindo mata de encosta nas partes mais baixas, "campo de altitude" nas mais altas e uma "área de Transição" entre as duas, com semelhanças com uma MN, mas o caráter muito inicial do trabalho não recomenda considerá-lo em mais detalhes. Em outra lista preliminar, Leoni (1997) reconhece os mesmos 3 tipos de formação na Serra do Caparaó, denominando a primeira de floresta estacional semidecidual submontana, com 3 estratos arbóreos, e o superior com mais de 15 m de altura; a "área de transição" tem altura média de 5 m e uma flora relativamente rica em epífitos; os "campos montanos" ocorrem acima de 2000 m de altitude; o Pico da Bandeira, com 2890 m de altitude, localiza-se neste Parque; a grande quantidade de espécies não identificadas compromete a análise dos táxons mais ricos, mas todas as principais famílias foram as mesmas mais ricas em nosso estudo. Tal trabalho parece ter sido o primeiro mais amplo sobre a região, após a breve publicação de Brade (1942b), que não indicou gêneros ou espécies.

Stannard (1995) cita e descreve 1044 espécies vasculares de uma área de cerca de 170 km^2, onde Poaceae teve baixa riqueza "devido à ausência de um agrostólogo disponível no campo" (Harley 1995:69). Este foi um dos pouquíssimos trabalhos no Brasil que adotaram a subdivisão de Eupatorieae proposta por King & Robinson; como decorrência, o gênero *Eupatorium* s.str. foi considerado inexistente na região, embora exista lá se considerado no seu *sensu lato*. As pteridófitas atingiram 51 espécies, representando quase 5% do total de espécies, sendo *Polypodium* o gênero mais rico, com 5 espécies (Stannard 1995:79-110). Parece haver maior similaridade florística dos Aparados com o Pico das Almas que com a Serra do Cipó. Pinto *et alii* (1990) listam cerca de 1300 angiospermas de uma área de 68.000 km^2 na Bahia, mas os tipos vegetacionais bastante diversos certamente são responsáveis pelas enormes diferenças em relação aos gêneros que foram mais ricos nos Aparados.

Em outras regiões neotropicais alto-altitudinais (Tabela 2.4), alguns levantamentos podem ser comparáveis ao que fizemos nos Aparados. Nos Andes peruanos, Young (1991) registrou 2342 espécies em áreas úmidas ou muito úmidas, incluindo banhados e vegetações secundária, sendo que 1668 ocorreram apenas entre 1500 e 2500 m de altitude e 1043 apenas entre 2500 e 3500 m; na faixa altitudinal inferior, Asteraceae, Lycopodiaceae, Cunoniaceae (só *Weinmannia*), Ericaceae, Rosaceae e Scrophulariaceae (basicamente *Calceolaria*) mostraram-se bem mais ricas no nível altitudinal superior que no inferior, ao contrário da tendência verificada na grande maioria dos táxons; nesta faixa inferior, houve uma certa similaridade genérica geral com os Aparados. Numa área menor na mesma região, Young & León (1990) registraram cerca de 900 espécies vasculares (mais 74 algas e briófitas).

Em grandes altitudes colombianas, entre 3200 e mais de 4500 m, ocupadas por matas baixas, páramo e vegetação altimontana até o limite das neves permanentes, Rangel Ch. (1998) encontrou mais de 2000 espécies vasculares, sendo Asteraceae a família mais rica, do mesmo modo que em diversos levantamentos parciais nas zonas de vida andina e páramo em 4 áreas altimontanas colombianas, em altitudes de 2500 a

5000 m (Rangel-Ch. 1995). Em MNs isoladas neste país, Sugden (1982) encontrou 126 espécies, sendo que 18% delas também ocorrem em VRs das proximidades.

Numa síntese sobre a flora dos páramos, Luteyn (1999:xvii-xxii,1-39) apresenta uma boa caracterização geral de tal "ecossistema" típico do norte dos Andes (concentrado no Equador, na Colômbia e Venezuela), com algumas áreas no norte do Peru e locais isolados na América Central (Panamá e Costa Rica), o qual inclui muitos tipos de comunidades de plantas em 3 amplas zonas: 1) superpáramo, a mais alta [(4000-)4500–4800(-5000) m], sujeita aos maiores estresses físicos e com pequena cobertura vegetacional sobre substrato muitas vezes nu; 2) páramo, ou páramo graminoso, intermediária em altitude [3500–4100(-4500) m], é geralmente dominada por graminóides e a cobertura vegetal é total sobre o substrato, e inclui também banhados, turfeiras, afloramentos rochosos e capões [pequenos bosques]; 3) subpáramo, de menor altitude [(2800-)3000–3500 m], inclui elementos tanto das matas contínuas abaixo desta zona quanto do páramo graminoso acima, freqüentemente é um mosaico de arbustos e esparsas arvoretas, mas pode incluir pequenas manchas de matas. Luteyn (1999:27-9,74-135) lista cerca de 3360 espécies vasculares (mais 1300 não-vasculares: 465 liquens, 544 musgos e 291 hepáticas), sendo 352 pteridófitas, apenas duas gimnospermas e mais de 3000 angiospermas (634 mono e 2370 dicotiledôneas). Comparando com o nosso estudo, houve alguma similaridade entre as famílias mais ricas, mas bem menor entre os gêneros mais ricos. Luteyn afirma que praticamente todos os levantamentos realizados nos páramos mostraram maior riqueza de Asteraceae em gêneros e espécies, seguida de perto por Poaceae.

Nos "tepuis" venezuelanos (grandes blocos rochosos isolados, com paredes quase verticais, erguendo-se centenas de metros acima das planícies circundantes; ver Steyermark 1986), Steyermark & Dunsterville (1980) registraram 449 espécies fanerogâmicas (das quais pouco mais de 100 são citadas), em matas, savanas e afloramentos rochosos; as famílias mais ricas representam quase 2/3 da flora fanerogâmica, em boa parte determinada pela imigração de elementos das terras baixas no sentido das maiores altitudes. Sobre regiões semelhantes e próximas, Huber (1988) e Granville (1991) apresentam informações gerais sobre a vegetação de MNs e afloramentos rochosos, citando algumas espécies mais importantes, mas sem fornecer listas florísticas significativas. Para um parque venezuelano com 21,5 km^2, Dorr *et alii* (2000) encontraram 1227 espécies vasculares, sendo 236 pteridófitas (19%), 2 gimnospermas, 752 dicotiledôneas e 237 monocotiledôneas; as famílias mais ricas de lá foram bem similares às mais ricas do nosso estudo, mas os gêneros mais ricos foram grandemente diferentes, embora todos estes de lá também sejam encontrados nos Aparados, só que com riquezas bem inferiores aqui.

Para a cadeia montanhosa mais importante da América Central, numa região que inclui bosques baixo e altimontanos, bosques subalpinos geralmente anões e vegetação de páramo, Kappelle *et alii* (1991) citaram 483 espécies lenhosas (10 pteridófitas, duas gimnospermas, 27 monocotiledôneas e 444 dicotiledôneas); embora os gêneros mais ricos daí sejam bastante diferentes dos mais ricos dos Aparados, parece haver uma razoável similaridade genérica entre as duas áreas.

Asteraceae foi a família mais rica também no estudo de Aymard *et alii* (1993) numa área entre 2000 e 3200 m de altitude, apresentando 67 espécies e ultrapassando por pouco Orchidaceae (63), de um total de 503. Com este, Asteraceae foi a mais rica família em 15 dos trabalhos florísticos em regiões neotropicais de altitudes superiores a 1000 m, consideradas mais comparáveis com a região dos Aparados.

Uma análise geral dos trabalhos acima mencionados (Tabela 2.4) mostra uma razoável similaridade dos táxons mais ricos, tanto no nível de família quanto no de gênero, indicando afinidades florísticas muito maiores entre os Aparados e as áreas de maior altitude do sudeste do país, já afirmadas por Ule (1895:192), apesar de separadas por cerca de 1000 km, do que entre os Aparados e áreas bem mais próximas, como os morros da grande Porto Alegre ou da Serra do Sudeste (esta grosseiramente correspondente ao Escudo Cristalino Sul-rio-grandense; ver Figura 2.2.a), distantes cerca de 150 e 350 km do limite sul dos Aparados, respectivamente. Chega-se a esta conclusão tanto considerando apenas os resultados de nosso estudo quanto considerando uma combinação deles com os de Rambo (1956a), que incorpora especialmente os táxons campestres e das turfeiras, importantes para comparações com regiões de "campos rupestres" e "campos de altitude", ambos potencialmente com áreas brejosas e/ou campestres similares às dos Aparados. Por exemplo, considerando a primeira região, localizada a pouco mais de 100 km dos Aparados, Jacques *et alii* (1982) registraram 318 espécies vasculares em 6 morros areníticos, onde vários táxons mais destacados não tiveram tal riqueza nos Aparados e/ou nas áreas de maior altitude do sudeste brasileiro; já Rambo (1954) listou 1288

espécies de espermatófitas para uma área de 1500 km^2, "numa paisagem de elevações graníticas com formas suavemente arredondadas"; as famílias mais ricas mostraram-se relativamente similares às dos Aparados, mas os gêneros mais ricos foram bem diferentes.

Ainda faltam comparações mais detalhadas no nível de espécie, e os estudos florísticos na Serra do Sudeste ainda são muito incipientes, mas muito dificilmente as listas completas que vierem a ser produzidas nela mostrarão uma realidade diferente do que aqui é afirmado, baseando-nos especialmente em observações pessoais durante visitas de coletas, mas que podem ser suficientes para vislumbrar a riqueza dos táxons com maior número de espécies, já que ainda inexistem listagens completas. O trabalho mais útil em termos comparativos talvez seja o de Fernandes e Baptista (1999) que, no entanto, restringe-se às vegetações "rupestre e para-rupestre", sendo, por isto, muito mais explorado no cap. 3, mas, na ausência de outro estudo, também teve seus táxons mais ricos mostrados: 119 espécies vasculares foram encontradas, destacando-se como grande diferença a riqueza de Cactaceae, além da pequena importância ou inexistência de muitos táxons bem diversificados nos Aparados. Outro trabalho, realizado na Serra do Apertado, em Santana da Boa Vista, ainda não está concluído, mas os dados preliminares de Sobral & Jarenkow (em preparação) para uma área com matas baixas (6-7 m de altura), campos e afloramentos rochosos de conglomerados (arenito e cascalho) mostram uma pequena participação de pteridófitas, e os gêneros os mais ricos são bastante diferentes dos destacados em nosso estudo.

Uma última comparação pode ser tentada com a flora da Argentina, com 9690 espécies vasculares (Zuloaga *et alii* 1999); as famílias mais ricas evidenciam similaridade nas 6 primeiras, mas não nas últimas, onde Cactaceae e Malvaceae novamente se destacam, o que já havia ocorrido em estudos citados da vegetação sul-rio-grandense. Os gêneros mais ricos da Argentina parecem mostrar similaridade tão baixa com os mais ricos dos Aparados quanto a do nível de família. Mesmo reconhecendo a desproporção entre as superfícies destas regiões, achamos válida esta nossa tentativa, em virtude das relativas proximidade geográfica das regiões e semelhança vegetacional, pois também na Argentina ocorrem grandes áreas com comunidades abertas, VRs e matas baixas, que são dominantes em termos de superfície ocupada (cf. Cabrera 1976).

Portanto, embora os Aparados estejam localizados em latitudes subtropicais, suas conexões florísticas parecem evidentemente maiores com áreas mais tropicais e de maior altitude do sudeste brasileiro do que com áreas subtropicais ou temperadas geograficamente mais próximas, mas com altitudes bem menores. No entanto, como Rambo (1948, 1951, 1953, 1956a) já demonstrou, as relações com o sul do continente também existem, embora, aparentemente, sejam menores em relação à flora total, que mostra um predomínio de elementos tropicais ou brasileiros na riqueza de espécies das formações aqui estudadas. Por outro lado, o páramo e todas as outras floras tropicais de grande altitude têm a maior parte de seus gêneros originada na zona temperada (Luteyn 1999:28), o que também é possível que ocorra nos Aparados, devendo ser objeto de análise futura.

Para finalizar esta seção, devemos lembrar que as comparações florísticas aqui tentadas com outras regiões são ainda preliminares e sujeitas a fatores ou problemas que reduzem a possibilidade de comparação entre as riquezas encontradas e também entre os táxons mais ricos registrados em cada estudo. Em relação a tais limitações, destacamos os esforços amostrais muito variados entre os trabalhos citados, as diferenças muito grandes entre as superfícies amostradas em cada região e possíveis problemas quanto à identificação das plantas nos diferentes trabalhos (a mesma espécie pode ser tratada às vezes em gêneros distintos; embora tenhamos tido cuidado em tentar uniformizar os gêneros, eventualmente pode ter havido algum descuido nosso e talvez não tenhamos percebido todos os sinônimos empregados por tantos autores que consultamos), além dos problemas gerados por espécies e/ou gêneros não identificados pelos autores citados. Além disso, comparações ao nível de família ou gênero como as que foram aqui adotadas provavelmente são menos informativas que comparações baseadas na similaridade florística ao nível de espécie, as quais ainda não podemos apresentar, por serem mais trabalhosas e exigirem uma uniformização taxonômica e nomenclatural bem mais cuidadosa.

Tabela 2.4 – Famílias e gêneros mais ricos em levantamentos de áreas neotropicais alto-altitudinais ou geograficamente próximas dos Aparados, que incluem matas de baixo porte e comunidades "abertas". * indica um táxon que **não** foi dos 12 mais ricos no levantamento das MNs e VRs dos Aparados.

Região e altitude; tipo de vegetação; riqueza; fonte	Famílias mais ricas	Gêneros mais ricos
Aparados da Serra (SC/RS) 800-1800 m altitude; VR, MN e transição VR/MN; 871 espécies vasculares; **Este estudo**	Asteraceae (150), Poaceae (76), Cyperaceae (32), Melastomataceae (30), Orchidaceae (28), Solanaceae (27), Polypodiaceae (24), Myrtaceae (23), Fabaceae (21), Rubiaceae (18), Apiaceae (16), Bromeliaceae (16), Dryopteridaceae (15) e Euphorbiaceae (14)	*Baccharis* (37), *Eupatorium* (21), *Leandra* (18), *Solanum* (18), *Begonia* (12), *Myrceugenia* (12), *Lycopodium* (11), *Senecio* (11), *Polypodium* (10), *Blechnum* (9), *Paspalum* (9), *Tibouchina* (9) e *Vernonia* (9)
Aparados da Serra (RS), 1000-1300 m altitude; Pinhal, campo, turfeira, MN e VR; 742 spp. de fanerógamas; Rambo 1956a	Asteraceae (155), Cyperaceae (40), Fabaceae (40), Poaceae (31), Orchidaceae (27), Apiaceae (23), Melastomataceae (22), Rubiaceae (21), Solanaceae (21), Verbenaceae* (19), Myrtaceae (17), Euphorbiaceae* (16) e Lamiaceae* (16)	*Baccharis* (42), *Eupatorium* (23), *Eryngium** (15), *Verbena** (15), *Cyperus** (13), *Solanum* (12), *Sisyrinchium** (10), *Tibouchina* (10), *Juncus** (9), *Vernonia* (9), *Habenaria** (8), *Leandra* (8), *Mimosa** (8), *Rhynchospora** (8) e *Polygala** (7)
Parque Nacional de Aparados da Serra (RS/SC) Pinhal, campo, turfeira, MN, VR e mata atlântica de encosta; 609 espécies vasculares; Baptista *et alii* 1979	Asteraceae (100), Poaceae (67), Orchidaceae (32), Melastomataceae (19), Rubiaceae (19), Fabaceae (18), Polypodiaceae (16), Verbenaceae* (16), Cyperaceae (14), Apiaceae (14), Hymenophyllaceae* (13), Euphorbiaceae* (13), Myrtaceae (12) e Solanaceae (12)	*Baccharis* (33), *Eupatorium* (17), *Polypodium* s.l. (15), *Paspalum* (13), *Verbena** (12), *Eryngium** (9), *Cyperus** (8), *Leandra* (8) e *Solanum* (8)
São Joaquim (SC); Campo, mata, capoeira e banhado; 270 espécies vasculares; Mattos 1957	Asteraceae (39), Poaceae (39), Myrtaceae (21), Fabaceae (14), Cyperaceae (10), Rosaceae* (8), Solanaceae (8), Orchidaceae (6), Apiaceae (5) e Rubiaceae (5)	*Baccharis* (11), *Myrceugenia* (6), *Solanum* (5), *Paspalum* (4), *Polygala** (4), *Briza** (3), *Cyperus** (3), *Eryngium** (3), *Eupatorium* (3), *Mimosa** (3), *Panicum** (3), *Piptochaetium** (3) e *Setaria** (3)
Parque de Vila Velha (PR), 800-900 m de altitude; Campo, capões, mata de galeria e VR arenítica; 636 espécies espermatofíticas; Hatschbach & Moreira Filho 1972	Asteraceae (85), Orchidaceae (54), Fabaceae (50), Poaceae (37), Myrtaceae (33), Rubiaceae (26), Euphorbiaceae* (20), Cyperaceae (19), Lamiaceae* (16), Melastomataceae (15) e Bromeliaceae (13)	*Eupatorium* (14), *Vernonia* (12), *Baccharis* (11), *Mimosa** (10), *Myrcia** (10), *Paspalum* (10), *Rhynchospora** (10), *Polygala** (9) e *Tillandsia** (8)
Fazenda da UFPR, Curitiba (PR), 900 m de altitude; Campo, pinhal e vegetação secundária; 747 espécies vasculares (várias cultivadas); Imaguire 1979/1980	Asteraceae (125), Poaceae (88), Fabaceae (37), Rubiaceae (22), Solanaceae (22), Cyperaceae (21), Myrtaceae (17), Apiaceae (15), Lamiaceae* (15) e Orchidaceae (14)	*Baccharis* (23), *Eupatorium* (18), *Solanum* (12), *Vernonia* (12), *Panicum** (9), *Andropogon** (8), *Sisyrinchium** (8), *Polypodium* (7), *Eryngium** (7), *Paspalum* (7), *Rhynchospora** (7), *Pinus** (6, cultivadas) e *Hyptis** (6)
Serra da Bocaina (SP), 1650-2100 m de altitude; Campo, várzea pantanosa, mata ciliar de *Podocarpus lambertii* e capões de matas; 531 spp. vasculares; Brade 1951	Polypodiaceae s.l. (85; inclui Pteridaceae, Aspleniaceae, Dryopteridaceae, etc.), Asteraceae (74), Orchidaceae (46), Melastomataceae (43), Rubiaceae (19), Cyperaceae (17), Poaceae (15), Lycopodiaceae* (12) e Fabaceae (11)	Gêneros mais ricos não foram citados; também não há citação das espécies encontradas; só há o número de espécies por família

continua

Tabela 2.4 - continuação

Serra dos Órgãos (RJ), 400-2260 m de altitude; Mata úmida, mata seca (~MN), campo alpino e subalpino, charco subalpino 1863 espécies vasculares; Rizzini 1954	Orchidaceae (221), Melastomataceae (157), Asteraceae (145), Rubiaceae (84), Fabaceae s.l. (50), Bromeliaceae (46), Polypodiaceae (45, senso Tryon & Tryon 1982) e Myrtaceae (43)	*Leandra* (57), *Polypodium* s.l. (45; inclui *Grammitis*, *Campyloneurum*, etc.), *Pleurothallis** (37), *Miconia** (32), *Begonia* (31), *Elaphoglossum** (27), *Tibouchina* (27), *Lycopodium* (24), *Epidendrum** (22), *Asplenium** (20), *Baccharis* (19) e *Eupatorium* (18)
Itatiaia (RJ), áreas acima de 2000 m de altitude; Mata arbustiva, campo e VR; 456 espécies vasculares; Brade 1956	Asteraceae (61), Melastomataceae (31), Orchidaceae (24), Lycopodiaceae* (16), Polypodiaceae e Dryopteridaceae (16 cada, ambas senso Tryon & Tryon 1982), Ericaceae* (15) e Poaceae (15)	*Baccharis* (16), *Lycopodium* (16), *Polypodium* (16, incl. *Grammitis*), *Leandra* (14), *Elaphoglossum** (12), *Senecio* (12) e *Tibouchina* (11)
Serra do Cipó (MG), 800-1300 m de altitude; Mata ciliar, capões, manchas de cerrado, campo rupestre e VR; 1590 espécies vasculares; Giulietti *et alii* 1987	Asteraceae (169), Poaceae (130), Fabaceae s.l. (108), Melastomataceae (90), Eriocaulaceae* (84) e Orchidaceae (80)	*Xyris** (43), *Paepalanthus** (41), *Vellozia** (34), *Vernonia* (34), *Paspalum* (22; e *Panicum* apenas 5), *Chamaecrista** (21), *Microlicia** (21), *Syngonanthus** (19), *Eupatorium* (18), *Lippia** (18), *Polygala** (18), *Lavoisiera** (17), *Axonopus** (16), *Gaylussacia** (16), *Hyptis** (16), *Leiothrix** (16), *Mikania** (16) e *Myrcia** (16)
Parque do Itacolomi (MG), 1300-1750 m de altitude; Capões de mata, campos úmidos e secos; 300 spp.; Peron 1989	Asteraceae (75), Melastomataceae (26), Orchidaceae (26) e Myrtaceae (19); algumas famílias, como Fabaceae e Poaceae, ainda estavam incompletas	*Baccharis* (14), *Eupatorium* (12), *Vernonia* (10), *Myrcia** (7), *Mikania** (6), *Oxypetalum** (6) e *Tibouchina* (6), todos encontrados também nos Aparados
Maciço do Caraça (MG), 1500-2000 m de altitude; Mata, capoeira e campo; 209 espécies vasculares; Ferreira *et alii* 1977/8	Melastomataceae (26), Asteraceae (19), Bromeliaceae (12), Rubiaceae (10), Poaceae (9), Acanthaceae* (8), Fabaceae (8), Eriocaulaceae* (7), Amaranthaceae* (6) e Velloziaceae* (6)	*Vellozia** (6), *Paepalanthus** (5), *Vernonia* (5), *Gomphrena** (4), *Lavoisiera** (4), *Microlicia** (4), *Baccharis* (3), *Croton** (3), *Miconia** (3), *Paspalum* (3), *Ruellia** (3), *Tibouchina* (3), *Trembleya** (3) e *Xyris** (3)
Parque Serra do Brigadeiro (MG), até 1900 m de altitude; Mata de encosta, campo de altitude e "área de Transição" (~MN); 211 spp. vasculares; Leoni 1992	Orchidaceae (58), Asteraceae (27), Melastomataceae (14), Polypodiaceae (10), Fabaceae s.l. (8) e Bromeliaceae (7); Poaceae (2) e Cyperaceae (0) estão muito subestimadas	*Baccharis* (7), *Pleurothallis** (7) e *Oncidium** (6), *Polypodium* (4), *Habenaria** (4), *Maxillaria** (4), *Tibouchina* (4) e *Vriesea** (4); o caráter muito inicial do trabalho não recomenda considerá-lo em mais detalhes
Serra do Caparaó (MG/ES); Mata estacional semidecidual submontana, campo montano e "área de transição" (~MN); Leoni 1997	Orchidaceae (68), Asteraceae (56), Melastomataceae (25), Bromeliaceae (19), Rubiaceae (19), Poaceae (14), Fabaceae (13), Myrtaceae (12) e Solanaceae (11); as muitas espécies indeterminadas impedem precisão na riqueza de famílias e gêneros	*Solanum* (8), *Baccharis* (6), *Chusquea** (6?), *Epidendrum** (6), *Pleurothallis** (6), *Cyclopogon** (5), *Leandra* (5), *Vriesea** (5), *Billbergia** (4), *Oncidium** (4), *Passiflora** (4) e *Sinningia** (4)
Serra do Caparaó (MG/ES), 1800-2884 m de altitude; Matas secundárias e ciliares, VR e veg. herbácea e arbustiva; 286 (+23?) spp. vasculares; Brade 1942b	Asteraceae (44), Polypodiaceae s.l. (43, +3?), Orchidaceae (26, +8?), Euphorbiaceae* (14), Melastomataceae (13), Bromeliaceae (9, +3?), Lycopodiaceae* (9, +2?), Rubiaceae (9) e Solanaceae (9)	Gêneros mais ricos não foram citados; também não há citação das espécies encontradas; só há o número de espécies por família
Chapada Diamantina (BA), 300-1850 m de altitude; Cerrado, caatinga, mata pluvial e estacional, campo rupestre; 1300 spp. esperm.; Pinto *et alii* 1990	Fabaceae s.l. (211), Asteraceae (104), Poaceae (82), Melastomataceae (59) e Orchidaceae (58)	*Paepalanthus** (29), *Cassia* s.l.* (22), *Hyptis** (21), *Xyris** (19), *Vernonia* (18), *Calliandra** (16), *Lippia** (15), *Mimosa** (15), *Byrsonima** (14), *Panicum** (14), *Polygala** (14) e *Rhynchospora** (14)

continua

Tabela 2.4 - continuação

Pico das Almas (BA), 1000-1960 m de altitude; Cerrado, mata de galeria, capões, "matas de neblina" e campo rupestre (inclui VR); 1044 spp. vasculares; Stannard 1995	Asteraceae (132), Melastomataceae (67), Orchidaceae (46), Cyperaceae (45), Rubiaceae (44), Fabaceae s.l. (43), Poaceae (38), Lamiaceae* (32), Xyridaceae* (31), Myrtaceae (30), Euphorbiaceae* (28) e Eriocaulaceae* (28)	*Xyris** (30), *Vernonia* (17), *Microlicia** (17), *Miconia** (16), *Hyptis** (15), *Paepalanthus** (15), *Baccharis* (14), *Panicum** (14, e *Paspalum* apenas 5) e *Rhynchospora** (14) [dados sumarizados em Harley 1995]; destes gêneros, apenas *Microlicia* não ocorre nos Aparados
Andes orientais, Peru, 5°-15°S, 1500-2500 m de altitude; Mata úmida, banhado e veg. secundária; 1668 espécies vasculares; Young 1991	Orchidaceae (202), Rubiaceae (78), Melastomataceae (67), Bromeliaceae (55), Pteridaceae* (50), Piperaceae* (44), Dryopteridaceae (43) e Asteraceae (40)	*Miconia** (33), *Pleurothallis** (32), *Epidendrum** (31), *Tillandsia** (25), *Hymenophyllum** (24), *Calceolaria** (24), *Maxillaria** (24), *Peperomia** (23), *Piper** (21) e *Solanum* (20); todos, exceto *Calceolaria*, com espécies nos Aparados
Parque Rio Abiseo, Andes peruanos, 7°-8°S, 2300-4200 m de altitude; Páramo e mata montana; 900 espécies vasculares; Young & León 1990	Asteraceae (101), Orchidaceae (72), Melastomataceae (46), Polypodiaceae (34), Poaceae (34), Lycopodiaceae* (25), Dryopteridaceae (23), Solanaceae (30), Ericaceae* (28), Rubiaceae (26), Piperaceae* (21) e Cyperaceae (17)	*Miconia** (32), *Lycopodium* s.l. (25), *Elaphoglossum** (23), *Grammitis** (23), *Solanum* (18), *Stelis** (18), *Epidendrum** (14), *Peperomia** (14), *Senecio* (14), *Bomarea** (13), *Asplenium** (10) e *Baccharis* (10)
Paramuna, Colômbia, 3200-4500 m de altitude; Páramo; 2000 spp. vascul.; Rangel Ch. 1998	Asteraceae (378), Polypodiaceae s.l. (154), Orchidaceae (115), Ericaceae* (103) e Poaceae (86)	Gêneros mais ricos não foram citados; também não há citação das espécies encontradas; só há o número de espécies de cada família mais rica
Páramo andino (Equador, Colômbia, Venezuela e Peru) e de alguns locais da Costa Rica e do Panamá, 2800-5000 m de altitude; Diversos tipos de comunidades graminosas, VR e pequenos bosques; 3360 espécies vasculares; Luteyn 1999	Asteraceae (858), Poaceae (227), Orchidaceae (152), Scrophulariaceae* (144), Melastomataceae (107), Gentianaceae* (93), Ericaceae* (79), Bromeliaceae (78), Dryopteridaceae (77), Rosaceae* (77), Brassicaceae* (71), Cyperaceae (70) e Lycopodiaceae* (69)	*Senecio* s.l. (172; ou *Pentacalia* [89] e *Senecio* s.str. [69]), *Diplostephium** (70; Asteraceae), *Lycopodium* (69), *Elaphoglossum** (65), *Calceolaria** (65), *Espeletia** s.str. (61; s.l. = 123; Aster.), *Hypericum** (54), *Miconia** (54), *Valeriana** (54), *Eupatorium* s.l. (53), *Gentianella** (48), *Puya** (48; Bromeli.), *Gynoxys** (46; Aster.), *Baccharis* (45) e *Draba** (45; Brassicaceae)
Tepuis venezuelanos, 700-1680 m de altitude; Matas, savana e VR; 449 spp. de fanerógamas; Steyermark & Dunsterville 1980	Orchidaceae (120), Rubiaceae (23), Cyperaceae (22), Melastomataceae (22), Poaceae (20), Bromeliaceae (18), Fabaceae (13), Xyridaceae* (13), Eriocaulaceae* (12), Asteraceae (11) e Clusiaceae* (11)	Apenas pouco mais de 100 espécies foram citadas, impedindo estabelecer os gêneros mais ricos
Guaramacal, Venezuela, 1600-3100 m de altitude; Mata baixo-montana, nebular e páramo; 1227 espécies vasculares; Dorr *et alii* 2000	Orchidaceae (115), Asteraceae (102), Rubiaceae (73), Piperaceae* (47), Polypodiaceae (47, incl. Grammitidaceae), Dryopteridaceae (46), Melastomataceae (44), Solanaceae (35), Poaceae (33) e Lauraceae* (27)	*Grammitis** s.l. (29), *Elaphoglossum** (27), *Peperomia** (27), *Miconia** (26), *Lycopodium* s.l. (20), *Epidendrum** (18), *Piper** (18), *Pleurothallis** (18), *Psychotria** (18), *Solanum* (18), *Thelypteris** (17) e *Ocotea** (16)
Talamanca, Costa Rica, 2000 a 3819 m de altitude; Bosque altimontano e páramo; 483 spp. lenhosas; Kappelle *et alii* 1991	Rubiaceae (36), Melastomataceae (31), Lauraceae* (28), Asteraceae (26), Ericaceae* (25) e Myrsinaceae* (18)	*Miconia** (13), *Ocotea** (12), *Chusquea** (16), *Palicourea** (10), *Oreopanax** (9), *Piper** (9) e *Solanum* (9)
Morros areníticos de Porto Alegre e arredores (RS), até 150-600 m de altitude; Mata e campo; 318 espécies vasculares; Jacques *et alii* 1982	Asteraceae (59), Malvaceae* (19), Rubiaceae (19), Fabaceae (17), Solanaceae (14), Poaceae (13), Euphorbiaceae* (10), Sapindaceae* (9) e Boraginaceae* (7)	*Eupatorium* (10), *Baccharis* (9), *Solanum* (6), *Sida** (6), *Vernonia* (6), *Pavonia** (5), *Pterocaulon** (5), *Cordia** (4) e *Psychotria** (4); vários táxons mais destacados (*) não tiveram tal riqueza nos Aparados e/ou nas áreas de maior altitude do sudeste brasileiro

continua

Tabela 2.4 - conclusão

Porto Alegre (RS), 4-314 m de altitude; Mata pluvial, matinha arbustiva, campo e banhado; 1288 espécies de espermatófitas; Rambo 1954	Asteraceae (184), Poaceae (154), Fabaceae (90), Orchidaceae (71), Cyperaceae (66), Euphorbiaceae* (34), Myrtaceae (34), Rubiaceae (32), Solanaceae (32), Malvaceae* (23), Apiaceae (18), Bromeliaceae (17), Convolvulaceae* (17) e Lamiaceae* (17)	*Baccharis* (30), *Panicum** (26), *Eupatorium* (21), *Cyperus** (20), *Paspalum* (18), *Solanum* (16), *Oxalis** (12), *Polygala** (12), *Vernonia* (12), *Rhynchospora** (11), *Sisyrinchium** (11), *Andropogon** (10), *Eleocharis** (10), *Eryngium** (10), *Pleurothallis** (10) e *Sida** (10)
Casa de Pedra, Bagé (RS), 140-336 m de altitude; Vegetação "rupestre e para-rupestre"; 119 spp. vascul.; Fernandes & Baptista 1999	Poaceae (19), Asteraceae (10), Cactaceae* (10), Polypodiaceae (7), Bromeliaceae (7), Cyperaceae (7) e Euphorbiaceae* (6)	*Polypodium* (5), *Aristida** (5), *Croton** (4), *Parodia** (4) e *Tillandsia** (4)
Serra do Apertado, Santana da Boa Vista (RS); Mata baixa, campo e VR; Sobral & Jarenkow em preparação	Poaceae (49), Asteraceae (47), Fabaceae (24), Rubiaceae (18), Myrtaceae (15), Euphorbiaceae* (14), Solanaceae (12), Scrophulariaceae* (11), Malvaceae* (10) e Verbenaceae* (10)	*Eragrostis** (6), *Paspalum* (6), *Solanum* (6), *Cyperus** (5), *Croton** (5), *Eryngium** (5) e *Senecio* (5)
Argentina; Comunidades graminosas, VR, mata pluvial, matas baixas, banhado, vegetação litorânea, etc.; 9690 espécies vasculares; Zuloaga *et alii* 1999	Asteraceae (1498), Poaceae (1204), Fabaceae (737), Solanaceae (328), Cyperaceae (300), Orchidaceae (239), Cactaceae* (225), Brassicaceae* (222), Euphorbiaceae* (219), Verbenaceae* (201), Malvaceae* (198) e Scrophulariaceae* (158)	*Senecio* (270), *Solanum* (150), *Adesmia** (104), *Baccharis* (100), *Poa** (86), *Paspalum* (84), *Carex** (83), *Eupatorium* (82), *Stipa** (73) e *Oxalis** (69)

2.9. Novas informações taxonômicas e fitogeográficas

Do mesmo modo que Sugden (1982, seu apêndice com notas taxonômicas) e Hartshorn & Hammel (1994, sua seção "Algumas descrições de espécies", tratando de espécies pouco conhecidas, de porte ou morfologia ou polinização não usual e espécies com formas simpátricas localmente distintas), consideramos pertinente apresentar comentários sobre algumas espécies selecionadas por nós, dentro deste capítulo mais geral sobre a florística regional.

As coletas e observações feitas em campo e posteriormente analisadas no laboratório, juntamente com a bibliografia disponível e outras exsicatas de Herbário, mostram que várias espécies encontradas são muito pouco conhecidas, tanto com relação à morfologia como quanto à distribuição geográfica, ou quanto às preferências ou tolerâncias ecológicas. Algumas destas espécies serão a seguir mencionadas, juntamente com as principais novas informações obtidas ou os problemas taxonômicos detectados. A bibliografia taxonômica mencionada nesta seção será citada simplificadamente aqui, não sendo incluída nas referências no final do capítulo.

2.9.1. *Dyckia reitzii* L.B. Smith (Bromeliaceae)

Descrita originalmente em 14 linhas por Smith (1950, An. Bot. Herb. Barb. Rodr. 2:14, lâm.1-3), baseada num único exemplar (Reitz 2690, uma metade ficou como holotipo [US, não visto] e a outra como isotipo [HBR!]): era uma planta com inflorescência de 0,5 m de altura (seg. Reitz) e 9 cm de comprimento (eixo com flores), tendo pétalas amarelas (seg. Reitz) e folhas de 18 cm de compr., além de ter brácteas maiores que as flores. Posteriormente, Reitz (1983, Fl. Il. Cat. (BROM):103) a redescreve bem mais detalhadamente, em geral mantendo as características mencionadas originalmente por Smith, mas omitindo o compr. da inflorescência e indicando o compr. das folhas como 10-20 cm e o número de flores como ca. 30; esta descrição já se baseia na análise de 3 novos espécimes (sendo 2 apenas em fruto), além do tipo, um dos quais é citado no material examinado como tendo "flor vermelho-amarelada", informação estranhamente não incorporada na descrição; Reitz menciona que a espécie também ocorre em MG e PR (mas Guadagnin *et alii* 1998:102 a consideram "endêmica"), mas os 4 espécimes citados são só de SC: 3 de Bom Jardim da Serra e o tipo, do Campo dos Padres.

Tendo percorrido amplamente esta região catarinense e observado cuidadosamente, coletado e fotografado estas bromélias espinhentas, concluímos que as duas descrições baseiam-se em espécimes **não representativos da imensa variação intrapopulacional desta espécie.** Para simplificar a difícil coleta desta espinhosíssima e dolorosa espécie, os coletores provavelmente optaram por colher apenas plantas pequenas, que certamente são mais herborizáveis e transportáveis nas difíceis condições em que se coleta nestas pouco acessíveis regiões. Outra hipótese é que ocorressem apenas plantas pequenas em flor nos locais onde os botânicos primeiramente a encontraram.

Coletamos plantas com folhas de até 0,9 m compr., inflorescências de 0,3-1,3 m altura e 0,15-0,6 m compr. (eixo com flores), pétalas constantemente alaranjadas e 25-100 flores na inflorescência. As brácteas em geral são maiores que cada flor na base da inflorescência e menores que ela no ápice da inflorescência, mas há grande variação nesta relação compr. bráctea/compr. flor entre os indivíduos da população e também entre os estágios de desenvolvimento das inflorescências. Tudo isto nos fez pensar inicialmente que se tratasse de outra espécie, mas agora não acreditamos que possa haver outra espécie de *Dyckia* na região percorrida, pelo menos não uma tão comum como a que coletamos, que encontramos em 7 locais diferentes. Além disso, a época de coleta dos 4 exemplares citados por Reitz é exatamente a mesma dos que coletamos (setembro a dezembro), o mesmo ocorrendo com os locais de coleta.

Com a necessidade de uma redescrição completa da espécie, há também a possibilidade de que ela venha a ser sinonimizada com alguma outra, cujos limites de variação poderiam englobar os da redescrição de *Dyckia reitzii*, exigindo uma análise das espécies próximas desta, o que não é muito simples, inclusive pela pequena inclinação dos botânicos em coletar espécies deste gênero, o que torna pouco abundantes ou até inadequadas as exsicatas dele disponíveis na maioria dos Herbários.

2.9.2. *Tillandsia* sp. nova? [*T.* aff. *araujei* Mez] (Bromeliaceae)

Uma pequena espécie rupícola (e muito raramente também epifítica), coletada em altitudes de 1700-1750 m, em apenas dois pontos do Morro da Igreja, e com alguns poucos indivíduos vegetativos observados nas Serras do Corvo Branco e do Rio do Rastro, não combina com qualquer das espécies descritas na Fl. Il. Cat. (BROM), podendo ser uma espécie nova, uma nova ocorrência para SC ou uma variação totalmente anômala de alguma das espécies já conhecidas (uma possível redução extrema de tamanho, em decorrência da elevada altitude ou das baixíssimas temperaturas?). Alguns indivíduos foram levados para o Departamento de Botânica da UFSC, onde estão sendo cultivados e sobrevivem bem, tendo inclusive florescido por 5 anos consecutivos, mas mantêm exatamente o mesmo aspecto que tinham em seu habitat natural, o que contribui para descartar a hipótese de variação anômala de alguma espécie. Tais indivíduos são bastante semelhantes vegetativamente aos de *T. araujei* descritos e fotografados por Pereira & Pereira (1972, Leandra 2(2):58-60), mas as brácteas destes são ditas vermelhas e as pétalas, alvas, enquanto os exemplares dos Aparados (DBF 8008, 8355, 8954) apresentam brácteas rosadas a vermelhas e pétalas roxas na metade apical e esbranquiçadas na metade basal.

2.9.3. *Mimosa chaetosphaera* Barneby (Fabaceae - Mimosoideae)

Esta espécie, baseada em *Mimosa ramosissima* Bentham var. *ulei* Burkart (*non M. ulei* Taubert, de 1896), ganhou "status" específico e novo nome na revisão de Barneby (1991, Mem. N.Y. Bot. Gard. 65:602). Era conhecida apenas por uma única coleta (não vista) feita há mais de um século, em 1891, na localidade típica ("Serra do Mar" [sic] "in município Bom Jardim da Serra" conforme Barneby, ou "Serra Geral, Capivare", segundo Ule, o coletor). Barneby a descreveu com hábito incorreto ("aparentemente ereto", quando é uma planta com ramos pendentes), sem altura da planta ou inflorescências antes da e durante a antese, e fazendo suposições sobre cor da flor, época da floração e fruto maduro. Pelo que se sabe, desde 1891 ela não foi mais encontrada, até a acharmos num único local, onde o rio Canoas está bem ao lado da SC 439, cerca de 1,5-2 km a leste do acesso para o Morro da Igreja, em Urubici.

Barneby atribuiu-lhe "status" específico, pois ela tem muitas diferenças em relação a *M. ramosissima*; percebemos várias destas diferenças ao tentar identificar nossas coletas, antes mesmo de obter a sua revisão, pois a chave de Burkart (1979, Fl. Il. Cat. (LEGU):129-34) sempre levava a *M. ramosissima*, mas as plantas não combinavam, em certos caracteres (forma e compr. da inflorescência, etc.), com a descrição desta espécie, o que nos convenceu que eram certamente duas espécies diferentes. Além disto, a

descrição da var. *ulei* de Burkart (p.208) é bastante pobre e não destaca os principais caracteres diferenciais deste táxon. Posteriormente, nossa opinião foi confirmada quando consultamos a revisão de Barneby, que mostrou as importantes diferenças, mesmo com o material aparentemente incompleto de que dispunha. Como Barneby não ilustrou a espécie e como sua descrição foi incompleta, é necessário complementar a descrição, ampliando a variabilidade morfológica e ilustrando a raríssima espécie.

Pott & Pott (1997, Plants of Pantanal, p.152) mencionam "*Mimosa* cf. *chaetosphera*" para o Pantanal, com base em material identificado por R. Fortunatto; porém, o fruto fotografado é totalmente distinto, sem as grandes e densas setas que caracterizam a espécie, o que nos dá certeza de que a planta da foto não é desta espécie, e também a pilosidade dos ramos e o tipo e a densidade dos acúleos parecem bem diferentes.

2.9.4. *Eryngium raulinoi* Mathias & Constance (Apiaceae)

Mathias & Constance (1971, Sellowia 23:47; Mathias *et alii* 1972, Fl. Il. Cat. (UMBE):119-21, est.38, como "*raulinii*") a descreveram baseados em uma única coleta de Reitz, de 1950, no município de Meleiro, que rendeu o holotipo (HBR!) e o isotipo (RB, não visto), provavelmente pela divisão em dois de um único exemplar. As folhas são descritas com 12-20 cm compr., a inflorescência desenhada representa, na verdade, apenas uma pequena parte da enorme e ramificadíssima inflorescência de uma planta, e o fruto, descrito simplesmente como nu e com uma margem alada, na verdade possui uma grande variabilidade morfológica, que inclui a presença de escamas e a eventual ausência da ala marginal.

As primeiras tentativas de identificação de nossas coletas nos levaram a considerar que fosse uma espécie nova, pois as plantas tinham fruto sem margem alada e com escamas, além de as folhas serem muito maiores que as descritas para *E. raulinoi*, além de a inflorescência ser muito maior e mais ramificada. Posteriormente, outras coletas mostraram a ocorrência de um polimorfismo morfológico no fruto, que pode ter as características descritas como típicas de *E. raulinoi*. No HBR, análises, medidas e fotografias do holotipo permitiram uma série de observações sobre a variabilidade da espécie e sobre a descrição original de Mathias & Constance, servindo para um melhor entendimento da circunscrição aparentemente mais adequada da espécie.

Assim, conclui-se que há necessidade de uma redescrição da espécie, com a inclusão da variabilidade existente e a ilustração das várias formas de fruto encontradas. Também informações mais precisas sobre tipos de habitat (paredões tanto vulcânicos quanto areníticos, e inclusive ocorrência no interior de mancha de MN em encosta), épocas de floração e frutificação, limites altitudinais (de 950 a 1700 m, enquanto a única coleta registrava apenas escarpa a 1000 m de altitude) e latitudinais serão fornecidos, com base nas coletas, slides, fotografias e observações feitas em campo.

2.9.5. *Calyptrimalva* Krapovickas (Malvaceae)

O gênero monotípico "*Calyptraemalva*" Krapovickas (1965, Kurtziana 2:123, fig.5), aceito por Hutchinson (1967, Gen. flower. pl., v.2, p.556), que o inclui na subtribo Abutilinae da tribo Abutileae (Krapovickas o incluiu na mesma subtribo, mas na tribo Malveae), por Willis & Airy Shaw (1973, Dict. flower. pl. ferns, 8ed., p.190, como *Calyptrimalva*), por Barroso (1978, Sist. ang. Brasil, v.1, p.163), por Mabberley (1987, The plant-book, p.94, como *Calyptrimalva*), por Gunn *et alii* (1992, Fam. gen. sperm. recogn. Agric. Res. Serv., p.202) e por Fryxell (1997, Brittonia 49:204-69), e sua espécie *Calyptrimalva catharinensis* Krapovickas foram descritos sem que houvesse material frutificado para completar a diagnose.

Aparentemente, não foi mais coletado (inclusive, o único espécime citado na descrição original, Reitz & Klein 7181, não foi encontrado no HBR, o que pode significar que não exista material desta espécie nos Herbários brasileiros) e permaneceu até agora sem ter seu fruto conhecido, o que certamente é essencial para uma análise de suas supostas relações filogenéticas, já que Krapovickas (op. cit.) considerou que o gênero situava-se em posição isolada na família, por ser o único a apresentar calículo caliptriforme, formado por uma única peça, que se rompe irregularmente na antese. Aspectos de frutos e sementes são muito importantes na taxonomia de Malvaceae e certamente auxiliarão numa melhor definição das relações deste gênero dentro da família. Obtivemos estruturas reprodutivas da espécie e conseguimos a germinação de cerca de 15% das sementes colocadas sobre papel-filtro mantido úmido em placas de Petri, mas o desenvolvimento das plântulas foi lento e problemático, culminando com a morte de todas elas alguns meses depois da germinação.

A espécie apresenta belíssimas e grandes flores, das quais conseguimos abundantes exsicatas. Tem grande potencial ornamental (Foto 27), além de ser relativamente rara e de distribuição geográfica extremamente restrita. Até o momento, foi coletada apenas em uma pequena faixa dos Aparados da Serra Geral catarinense, embora seja uma planta de locais relativamente ensolarados e bastante bem adaptada aos paredões tanto areníticos quanto vulcânicos da região, sendo, portanto, mais um dos tantos endemismos daí, embora também não seja tão restrito como se poderia supor inicialmente, quando tinha sido coletada uma única vez.

2.9.6. *Galium/Relbunium* spp.

As espécies deste(s) gênero(s) exemplifica(m) vários dos principais problemas e/ou dificuldades da taxonomia atual, revelando também a provável insuficiência ou inadequação de espécimes de Herbário e de estudos taxonômicos sobre o grupo. Apesar de dispormos de 5 trabalhos e razoável volume de coletas, este material mostrou-se totalmente insuficiente para identificações seguras e criteriosas, devido também a dificuldades intrínsecas nas espécies, como poucas características diagnósticas, flores de tamanho minúsculo e de difícil análise após a secagem, ampla variação em várias características vegetativas (porte, tamanho e pilosidade das folhas, etc.). A primeira dificuldade ocorre na própria conceituação genérica, onde ainda não parece ter havido consenso sobre a necessidade ou interesse de se reconhecer dois gêneros ou apenas um, neste caso com a sinonimização de *Relbunium* a *Galium*, o que não chega a ser surpresa em taxonomia, sendo na verdade uma situação até corriqueira tal tipo de polêmica. Uma segunda dificuldade, bem mais surpreendente, é que várias espécies do grupo já tenham sofrido estudos baseados em técnicas modernas, como análises por taxonomia numérica (Porto & Mariath 1975, Iheringia (20):3-16) e de flavonóides e isoenzimas (Porto *et alii* 1977, Pl. Syst. Evol. 128:177-93), mas que não resultaram num mínimo tratamento taxonômico mais atualizado e que permitisse, através de chaves, uma identificação das espécies. Uma simples lista de espécies e exsicatas é feita por Rambo (1962, Pesquisas, Bot. (6):5-74), enquanto Smith & Downs (1956, Sellowia 7/8(7):13-86) apresentam uma chave e minúsculas e quase inúteis descrições das espécies, mas seu trabalho está totalmente desatualizado.

Uma terceira dificuldade, ainda mais surpreendente, é a descuidada revisão mais recente e disponível, Dempster (1990, Allertonia 5(3):283-345), que descreve uma nova espécie (*G. smithreitzii* Dempster) baseada no mesmo tipo de *R. catarinense* Ehrendorfer, 13 anos depois da publicação desta e sem fazer qualquer menção a ela, sendo que a primeira autora já havia trabalhado junto com o segundo; além disso, Dempster ignora duas outras espécies (*R. humilioides* e *R. longipedunculatum*) descritas como novas por Ehrendorfer e co-autores em tradicional publicação (Porto *et alii*, op. cit.); a primeira tem como paratipo uma das 3 coletas usadas por Dempster para realizar uma nova combinação [*G. muelleri* (Schumann) Dempster], cujo tipo foi supostamente destruído em Berlim (a autora baseou-se na foto dele) e a espécie fora descrita como glabra, enquanto as duas únicas coletas examinadas por ela eram hirsutas inclusive na corola, o que a autora não considerou de decisiva importância, mas a espécie de Porto e Ehrendorfer foi descrita (baseada em 7 exemplares) como densamente pilosa, sem qualquer possibilidade de ausência dos pêlos mesmo na corola, o que certamente coloca em séria dúvida a possibilidade de serem a mesma espécie, além de Porto & Ehrendorfer não comentarem sobre qualquer afinidade de sua nova espécie com *R. muelleri*. Dentro de um contexto como este, é inevitável que nossas identificações tenham pouca confiabilidade, ainda mais que todas estas espécies comentadas ocorreriam nos Aparados ou próximo, além de várias outras já conhecidas há mais tempo e de uma nova espécie (*G. ramboi* Dempster) descrita a partir exclusivamente do holótipo coletado em campo graminoso em Lages.

2.9.7. *Myrsine* spp.

Nas espécies deste gênero (que inclui *Rapanea*), ocorrem problemas e/ou dificuldades semelhantes aos de *Galium* e praticamente insuperáveis, pois, apesar da existência e disponibilidade de pelos menos 3 trabalhos taxonômicos, nenhum deles é suficiente para a identificação segura da maioria das espécies sul-brasileiras. As flores são minúsculas e aparentemente sem valor taxonômico, inexistem bons caracteres diagnósticos, há grande variabilidade foliar e do porte, além da escolha de caracteres inadequados para tentar a diferenciação das espécies na revisão mais recente de Otegui (1998, Candollea 53(1):133-57; visibilidade e forma das cavidades secretoras no hipofilo, além de sobreposição entre a maioria das características usadas;

ainda, pelo menos em *M. wettsteinii* e *M. venosa*, as medidas usadas na chave não eram consistentes com as da pequena descrição, além da inexistência de qualquer menção a *M. intermedia*) e Otegui & Maldonado (1998, Candollea 53(2):349-63; aspectos anatômicos da folha, baseados geralmente em apenas 2-3 exemplares de cada espécie), enquanto os trabalhos mais antigos, de Smith & Downs (1957, Sellowia 9(8):241-8, est.2-4) e Siqueira (1987, Pesquisas, Bot. (38):147-56), também mostram-se muito limitados e tornam as identificações totalmente insatisfatórias e pouco confiáveis na maioria dos casos.

2.9.8. Espécies novas, novos registros de ocorrência e sinônimos

Durante os trabalhos de campo desenvolvidos nos Aparados, encontramos, nas MNs, na VR e em outros tipos de vegetação, várias espécies novas ou pouco conhecidas. Algumas são quase certamente novas para a ciência, como uma de *Senecio*, 3 de *Baccharis* (uma aparentemente exclusiva de campo turfoso), uma de *Oxypetalum*, uma de *Tillandsia*, uma de *Salvia* e uma de *Lycopodium* (as duas últimas exclusivas da VR), além de espécies relativamente diferentes e talvez novas de *Mimosa*, *Myrceugenia*, *Plantago*, *Polygala* e *Verbesina*, uma de cada, cujas situações taxonômicas ainda não puderam ser totalmente determinadas. Registramos ainda a localização de uma espécie provavelmente nova de *Hindsia*, gênero de Rubiaceae ainda não mencionado para Santa Catarina e cuja ocorrência até então se restringia do Rio de Janeiro para o norte, segundo Di Maio ("1996"[1998], Arq. Jard. Bot. Rio Jan. 34(2):51-92), bem como da única ocorrência de *Valeriana tajuvensis* em SC, espécie recentemente descrita por Sobral (1999, Novon 9(1): 114-7).

Diversas espécies são ocorrências novas para o **RS**, como *Peperomia pseudobcordata*, *P. alata*, *Buddleja kleinii*, *Croton erythroxyloides*, *Cajophora scabra*, *Eupatorium laxicephalum*, *Senecio oreophilus* e *Blumenbachia catharinensis* (ver abaixo, item j), além de *Polygala subverticillata* Chodat [encontrada apenas em "campo turfoso", na Serra da Rocinha, RS, DBF 7607, que antes era "conhecida só de Santa Catarina", cf. FIC(POLYGA)], ou para **SC**, como *Leandra planifilamentosa*, *Lycopodium* sp. [=*Lycopodiella camporum*], *Eryngium falcifolium*, *Tinantia erecta* (primeira ocorrência para o sul do Brasil, da mesma forma que os gêneros *Tinantia* e *Hindsia*), *Thelypteris stieri*, *Cheilanthes* cf. *myriophylla*, *Hysterionica pinnatiloba*, *Euplassa nebularis*, *Campyloneurum fallax* (citada para o RS e PR como *Polypodium longipetiolatum* Brade, mas ainda não coletada em SC), *Grammitis* sp. (citada para o RS e MG como *Polypodium albidulum* Baker, mas ainda não coletada em SC), *Melica arzivencoi* Valls & Barcellos (incluída na FIC, mas aparentemente ainda não coletada em SC; só encontrada em "campo graminoso", no Morro da Igreja, DBF 8970) e *Oxalis bifrons* Progel (citado para RS e PR, mas ainda não localizada em SC; foi observada estéril em vegetação campestre no Morro da Igreja).

Mimosa aparadensis Burkart, considerada na FIC como um endemismo da região, é aceita como sinônimo de *M. pilulifera*, acatando-se a posição de Lins (1984, Bol. Mus. Bot. Kuhlmann 7(3):40-4), pois realmente não há como diferenciá-las. Algumas sinonimizações são sugeridas, como *Ilex kleinii*, *Leandra kleinii*, *Vernonia hipochlora*, *Salvia paranensis*, ou restabelecidas, como *Agarista minensis*.

2.9.9. Espécies reencontradas

Entre as espécies pouco conhecidas que foram encontradas e identificadas por nós, citamos: *Peperomia pseudobcordata*, *Mimosa ramentacea* (mencionada por Klein [1997:179] para o interior de matinhas de altitude, seria "endêmica da matinha nebular", mas foi encontrada por nós apenas em campo pedregoso e em transição VR/MN no ápice de paredões rochosos na Serra do Corvo Branco, não tendo sido observada nas MNs desta área), *Eugenia sclerocalyx*, *Buddleja kleinii*, *Eupatorium laxicephalum* (conhecida pelo tipo e por uma coleta recente de G. Hatschbach, dupl. no FLOR), *E. catharinense* e *Oxypetalum kleinii*, todas conhecidas anteriormente por apenas **duas** coletas cada. Também *Calyptrimalva catharinensis*, *Senecio subnemoralis*, *Mimosa chaetosphaera*, *Eryngium raulinoi*, *Calamagrostis reitzii* Swallen (esta só encontrada em "campo úmido", no Morro da Igreja, DBF 9557), *Conyza retirensis* e *C. reitziana* Cabrera (esta só encontrada em "campo", no Morro da Igreja e na Serra do Rio do Rastro, DBF 6884 e mais duas coletas), todas conhecidas anteriormente por apenas **uma** coleta cada; *Euplassa nebularis* e *Valeriana tajuvensis*, antes conhecidas respectivamente de apenas 2 locais [Jarenkow & Sobral 2000, Napaea (12):22] e de um único local no RS; *Notholaena nivea*, samambaia não incluída na FIC, mas que havia sido coletada uma única vez em SC, apenas no século passado, mas com ampla distribuição neotropical.

A maioria das seguintes espécies já havia sido coletada 3-5 vezes, mas também é relativamente pouco conhecida; foram reencontradas *Croton patrum*, *Adesmia reitziana* [segundo Miotto & Leitão Filho ("1993"[1995], Bol. Inst. Bioc. (52):76), conhecida por apenas 3 coletas: o tipo, de 1949, uma coleta estéril e outra de plântulas, feitas em 1984, todas as 3 do Morro da Igreja], *Mimosa involucrata* Bentham (coletada por nós apenas em campo na Serra da Rocinha, não em MN e nem VR, embora talvez ainda venha a ser encontrada nesta, pois é o tipo de ambiente citado por Rambo 1953:202), *Cortaderia vaginata* (Foto 26), *Poa reitzii* (Klein 1997:250 a considerou exclusiva e endêmica dos campos e banhados, mas a encontramos também na MN e na VR), *Aulonemia ulei* (Klein 1997:228 a considerou endêmica de SC, entre Bom Retiro e Bom Jardim da Serra, mas encontramo-la também no RS, na Serra da Rocinha; já citada para o RS por Baptista *et alii* 1979), *Petunia sendtneriana* R.E. Fries (segundo Klein 1997:94, é bastante freqüente nos campos úmidos, mas nunca a encontramos neste habitat; somente a observamos em beira de MN, na Serra do Rio do Rastro), *Begonia solitudinis*, *B. itatinensis* [havia apenas uma coleta de SC; a espécie foi considerada exclusiva de SP por Silva & Mamede (1998, Res. XLIX Congr. Nac. Bot., p.110-1); foi encontrada recentemente também no RS, em mata atlântica de encosta, por Jarenkow & Sobral (2000, Napaea (12):22)], *B. squamipes*, *Portulaca diegoi*, *Aechmea kleinii*, *Berberis kleinii* [encontrada recentemente também no RS, próximo à Serra da Rocinha, por Jarenkow & Sobral (2000, Napaea (12):23); Foto 35].

Senecio ramboanus Cabrera (1954, Darwiniana 10:568) era até recentemente um endemismo exclusivo do RS segundo Hind (1993, Kew Bull. 48(2):293), conhecido apenas pelo tipo (Rambo 54512, holotipo LP, não visto; isotipo PACA!) e mais duas exsicatas, todas do Itaimbezinho. Mondin & Matzenbacher (1996, Comun. Mus. Ciênc. Tecnol. PUCRS, Bot. 2(1):26) citam-na para o lado catarinense da divisa RS/SC, em Praia Grande, na mesma latitude do tipo (29°30'S). Embora seja uma espécie relativamente rara nos Aparados de SC, a coletamos nas duas estações mais ao norte, até um pouco acima da latitude 28°S, o que amplia a sua reduzida distribuição geográfica.

Senecio subnemoralis Dusén, segundo Cabrera & Klein (1975, Fl. Il. Cat. [COMP]:166), era conhecida até recentemente por uma única coleta, feita por Ule no século passado, em 1891. Conseguimos coletar abundante material desta espécie em vários locais.

Senecio oreophilus Dusén era conhecida apenas do RJ e por uma coleta de SC, com o que se dispunha de informações extremamente parciais sobre as localidades de ocorrência, freqüência e habitats preferidos (espécie possivelmente muito rara e apenas dos banhados nos campos, segundo Cabrera & Klein op. cit.), floração, limites altitudinais, etc. Na verdade, é uma espécie bastante freqüente no Morro da Igreja, tanto na beira das MNs quanto na VR, além de ser uma das poucas espécies a ter floração abundante e duradoura no inverno, o que o torna uma importante fonte de alimento para a fauna nectarívora, talvez na época mais crítica do ano. Encontramo-la também no RS, na área do Monte Negro, em São José dos Ausentes, o que significa a primeira ocorrência desta espécie naquele estado.

Eupatorium laxicephalum Cabrera era até recentemente considerada endêmica de SC (Cabrera & Klein 1989, Fl. Il. Cat. (COMP):593). No RS, encontramo-la inclusive em áreas de mata atlântica secundária de encosta, embora aparentemente não chegue a ser tão freqüente quanto nas encostas rochosas dos Aparados de SC.

Eupatorium catharinense Cabrera, conhecida anteriormente por apenas duas coletas e citada para campos ou banhados de campos (Cabrera & Klein 1989:583, op. cit.), foi agora encontrada à beira e no interior de MN e em transição VR/MN, embora seja realmente uma espécie muito rara, como afirmaram Cabrera & Klein.

Calyptrimalva catharinensis Krapovickas, mencionada antes apenas para a Serra do Oratório, a 1000 m de altitude, foi agora coletada em VR e beira de MN, a 1100, 1300 e 1700-1750 m de altitude.

Lagenocarpus triquetrus, citada anteriormente apenas para a Serra do Mar, no extremo norte de SC, foi agora encontrada bem mais ao sul, ampliando consideravelmente seu limite meridional.

2.9.10. Espécies não encontradas por nós

Embora tenham sido coletadas na (ou citadas para a) região dos Aparados, algumas espécies ainda não foram encontradas por nós, merecendo atenção durante futuros estudos a campo. **1)** *Blumenbachia catharinensis* Urban & Gilg, conhecida por apenas 3 coletas de diferentes locais, segundo Santos & Trinta (1985, Fl. Il. Cat. (LOAS):10-2): uma de Campo dos Padres, outra das proximidades da cidade de Bom

Jardim e outra da Serra do Oratório, o que a tornava endêmica de SC; é provável que não ocorra na MN e nem na VR, sendo talvez mais de áreas abertas e mais planas; diferencia-se de *B. latifolia* Cambessèdes [=*B. urens*] por ter longos pedicelos, maiores que 2 cm, folhas relativamente menores e sépalas inteiras; *B.* aff. *catharinensis* foi citada para o RS por Fernandes & Baptista (1999), mas realmente não deve ser esta espécie; temos uma coleta, DBF 2786, da VR das Guaritas, Caçapava do Sul, RS, próximo de onde foi realizado o levantamento de Fernandes & Baptista, que tem certos caracteres diagnósticos da espécie, como pedicelo longo e sépalas inteiras, mas estas e as folhas são maiores, tratando-se provavelmente de outra espécie; *B. catharinensis* está sendo aqui citada pela primeira vez para o RS, através da coleta M. Sobral *et alii* 5057 (ICN, FLOR), de março de 1986, da beira do arroio Faxinalzinho, cânion Faxinal, Cambará do Sul. **2)** *Mimosa balduinoi* Burkart, citada por Klein (1997:203) para Bom Jesus e como possivelmente chegando até Bom Jardim da Serra; parece ser um endemismo restrito ao cânion da Fortaleza, RS, onde foi coletado recentemente (Gert Hatschbach 60609 - FLOR, MBM); não foi encontrado mais ao norte, na Serra da Rocinha, e muito dificilmente ocorrerá em Bom Jardim. **3)** *M. fachinalensis* Burkart, citada por Klein (1997:197) para Bom Jesus, ocorrendo em solos rochosos, bastante rara; não foi coletada por nós na Serra da Rocinha, mas poderá vir a ser encontrada aí. **4)** *Colanthelia lanciflora* (McClure & L.B. Smith) McClure, segundo Klein (1997:220-22), seria encontrada na área do Parque Nacional de São Joaquim, em altitudes de até 1600 m, sendo uma taquarinha trepadeira com entrenós ocos, conhecida apenas por "fragmentos florígeros"; Judziewicz *et alii* (1999:174) citam-na para altitudes acima de 800 m do RS ao PR, tanto em pinhais como em MNs. **5)** *Aulonemia radiata* (Ruprecht) McClure & L.B. Smith, segundo Klein (1997:225), seria restrita à MN e ocorreria até 1800 m de altitude; Judziewicz *et alii* (1999:169) citam-na para o sul do Brasil, sem qualquer informação adicional. **6)** *Panicum apricum* Swallen, segundo Klein (1997:268), "Sua área de ocorrência está totalmente dentro do projetado Parque Nacional de São Joaquim"; na verdade, como esta espécie foi coletada apenas no Campo dos Padres, sua área de ocorrência conhecida está totalmente **fora** dos limites deste Parque; não foi encontrada por nós na Serra do Corvo Branco. **7)** *Cyphomandra patrum* L.B. Smith & Downs, com a qual Klein (1997:60) comete o mesmo equívoco que na espécie anterior; também não a encontramos na Serra do Corvo Branco. **8)** *Eryngium ramboanum* Mathias & Constance, conhecida por apenas 3 coletas de Rambo da Serra da Rocinha, de janeiro/fevereiro, "in rupestribus humidis turfosis parce humosis" segundo o coletor; em "fendas úmidas em rochas, sobre turfeiras" segundo Irgang (1974, Bol. Inst. Central Bioc., Bot. (32):20-1); talvez não ocorra na VR segundo o conceito adotado neste trabalho, provavelmente ocorre em áreas mais planas; trata-se de uma espécie inconfundível, com folhas moles e 1-3 grandes capítulos no alto de um escapo de ca. 10 cm compr., segundo Rambo (1957, Sellowia 9(8):329-30). **9)** *Myrceugenia leptocalyx* Legrand, conhecida por apenas duas coletas, ambas de São Francisco de Paula, em jan./fev.; é provável que não ocorra em MN; segundo Landrum (1981, Fl. Neotr. (29):106-7), provavelmente é um arbusto de áreas de contato entre campo e pinhal; Sobral (1997, Dendrologia das angiospermas – Myrtales, p.65) a considera sinônimo de *M. foveolata* (Berg) Sobral, e esta é endêmica do planalto gaúcho (Guadagnin *et alii* 1998:103). **10)** *Myrceugenia venosa* Legrand, coletada na Serra da Boa Vista, a 1100 m de altitude, segundo Landrum (op. cit., p.88-90), que a considera similar a *M. myrcioides* e *M. pilotantha*; talvez não ocorra nas MNs dos Aparados, sendo mais provável sua presença em pinhais ou matas de encosta, em altitudes menores que as da MN. **11)** *Croton catharinensis* L.B. Smith & Downs, coletada uma única vez, em Bom Jardim da Serra, um pouco ao sul da Serra do Rio do Rastro, próximo aos Aparados, em "campo", segundo Smith *et alii* (1988, Fl. Il. Cat. (EUFO):105-6); provavelmente deve ocorrer também em borda de MN, mas ainda não foi encontrada por nós. **12)** *Valeriana glechomifolia* F.G. Meyer, conhecida por apenas duas coletas do Campo dos Padres, segundo Borsini (1963, Sellowia 15(15):131); não a encontramos em nenhuma de nossas áreas; Jarenkow & Sobral (2000, Napaea (12):23) a encontraram em "formações campestres" (ou "campos rupestres", cf. Sobral 1999, Bol. Inst. Bioc. (58):18) em São José dos Ausentes, RS, próximo da Serra da Rocinha, onde também pode ser esperada; seu tamanho diminuto, de até 2 cm de altura, certamente dificulta sua observação nos locais onde habita. **13)** *Oxalis odonellii* Lourteig, conhecida apenas pelo tipo, do Campo dos Padres, onde foi coletada na crista da Serra Geral, podendo-se supor que ocorra na VR; não foi encontrada por nós na Serra do Corvo Branco. **14)** *Salvia tenuiflora* Epling, conhecida apenas pelo tipo, coletado por Ule nas proximidades da Serra do Rio do Rastro, com uma grande corola vermelha; encontramos raros indivíduos que se aproximam dela pelo tamanho da corola, no Morro da Igreja, mas não atingem a dimensão descrita por Epling na Flora Brasílica; é possível que coletas adicionais

mostrem uma variação maior desta característica e permitam considerar que eles pertençam a tal espécie. **15)** *Senecio caparoensis* Cabrera, coletada duas vezes em Campo dos Padres pela equipe do HBR, não foi encontrada por nós nas áreas que amostramos. **16)** *Notocactus catarinensis* (Ritter) Scheinvar, citada para a região por Scheinvar (1985, Fl. Il. Cat. (CACT):50-2), não foi encontrada por nós. **17)** *Brasilparodia buenekeri* (Buining) Ritter, citada para a região por Scheinvar (1985, Fl. Il. Cat. (CACT):51-2), mas não descrita e nem ilustrada por ela, é outra cactácea que não foi encontrada por nós e que merece atenção durante novas expedições de coleta.

2.9.11. Sugestões de novos estudos

Como sugestão de estudos futuros, mencionamos a necessidade de análises a campo de grupos ou pares de espécies aparentemente muito próximas (e eventualmente até muitas vezes de difícil separação, o que já fez com que várias fossem consideradas sinônimas) que parecem apresentar uma diferenciação de nicho grandemente altitudinal. Estudos mais detalhados poderiam investigar se realmente são espécies distintas (ou se seriam melhor consideradas como apenas uma espécie com grande plasticidade fenotípica ou com ampla variação genética intra-específica) e se não ocorrem zonas com híbridos ("hybrid zones") entre as suas áreas de ocorrência preferencial, além de analisar os possíveis fatores (abióticos ou bióticos) atuantes nesta diferenciação. Entre tais espécies, destacamos *Drimys angustifolia/D. brasiliensis*, *Weinmannia humilis/W. paulliniifolia*, *Clethra uleana/C. scabra* (especialmente na Serra da Rocinha; hibridação entre duas outras espécies do gênero em um gradiente altitudinal é mencionada por Bellingham & Tanner 2000), *Myrceugenia regnelliana/M. glaucescens* [caso já brevemente discutido por Landrum (1981, Fl. Neotr. (29):113-6), sob *M. euosma* x *M. glaucescens*; não concordamos com sua opinião, e preferimos seguir a de Legrand, neste ponto], *M. alpigena/M. euosma* (par comparado por Landrum op. cit., p.79, mas ele não parece acreditar que hibridem), *Chusquea mimosa/C. leptophylla*, *Ilex microdonta/I. brevicuspis*, *I. chamaedryfolia/I. dumosa*, quase todas com abundante ocorrência nas florestas montanas sul-brasileiras, e que parecem mostrar um padrão de variação muito semelhante, talvez indicativo de idênticos processos de surgimento ou, no mínimo, de manutenção da variabilidade. Padrão similar também é encontrado em espécies arbustivas pouco dominantes, como *Buddleja reitzii/B. elegans* Chamisso & Schlechtendal [=*B. campestris*], *Vernonia nitidula/V. florida*, e em trepadeiras e/ou epífitos, como *Fuchsia regia* ssp. *reitzii* e ssp. *serrae*, estas com ocorrência de híbridos já comprovada por Berry (1989, Ann. Missouri Bot. Gard. 76(2):583-4).

Em todos estes casos (exceto *Vernonia* e *Buddleja*), o primeiro elemento do par parece mais adaptado a regiões de maior altitude, especialmente às MNs, enquanto o segundo membro ocorre em altitudes menores e aparece apenas em MNs menos elevadas, quase como elemento raro, quando ocorre, ou aparece apenas em pinhais e/ou mata atlântica de encosta. Uma situação um pouco diferente e muito mais complexa parece ocorrer com as espécies de *Myrsine* e *Myrceugenia*, onde o seu reconhecimento é muito dificultado por uma grande quantidade de formas intermediárias entre as supostas espécies, mas é evidente que tal problema também é determinado pelos aparentemente insatisfatórios estudos taxonômicos disponíveis nestes gêneros. Esta abordagem está fortemente relacionada ao conceito de espécie (problematiza a aplicação do conceito biológico de espécie a uma flora local, tentada por Mayr 1992 e já bem contestada por Whittemore 1993; ver também Levin 1993, Burger 1995 e seção 6.3.1 no cap. 6) e também de pares vicariantes, estes já tratados por Rizzini (1979), bem como à tentativa (mal-sucedida?) de Ashton (1988) de encontrar padrões de variação em grupos de espécies, através da integração entre abordagens taxonômicas e ecológicas. Esta mesma abordagem ainda se vincula à noção de fidelidade ecológica e aos fatores determinantes da distribuição altitudinal das espécies, ambos discutidos por Burger (1995) para a Costa Rica, em gradientes altitudinais semelhantes aos dos Aparados, e também por Friend & Woodward (1990) e Hengeveld (1990), bem como à diferenciação local (Linhart & Grant 1996) ou ecotípica (ver Fuzeto & Lomônaco 2000, Gämperle & Schneller 2002 e especialmente Núñez-Farfán & Schlichting 2001) ao longo deste mesmo tipo de gradiente (como discutida por Fetcher *et alii* 2000, inclusive num local com MN, através de transplantes recíprocos), e à história evolutiva de populações isoladas em diferentes altitudes, como analisada por Lutz *et alii* (2000), mas sem esquecer as constatações de Huntley & Webb III (1989), Friend & Woodward (1990), Hewitt (1996) e Widmer & Lexer (2001).

2.10. Conclusões e perspectivas

Este capítulo procurou dar uma visão geral da vegetação ocorrente especificamente junto aos Aparados da Serra, em suas áreas mais íngremes e/ou desfavoráveis, que ainda assim mostraram uma flora bastante diversificada, tanto nas MNs como especialmente nas áreas rupestres, o que permite que esperemos encontrar uma riqueza ainda maior nos pinhais, campos e turfeiras que também ocorrem próximos dos Aparados, a qual, provavelmente atingindo no mínimo um outro milhar de espécies, indicaria que no mínimo 1/3 das espécies vasculares catarinenses ocorre nesta pequena e estreita faixa (correspondente a cerca de 1% do território estadual) com as maiores altitudes deste estado, que talvez possa ser considerada a área mais rica em (ou com maior densidade de) espécies nos dois estados mais sulinos do país. Para todo o Vale do Itajaí, Klein (1979, 1980), no maior levantamento realizado no sul do Brasil, encontrou cerca de 2.400 espécies de plantas vasculares, numa área bastante maior (15.000 km^2, cf. Reis 1993:10; corresponde a pouco mais de 15% do território catarinense) e que inclui também diversificada vegetação litorânea e especialmente grandes superfícies de mata atlântica de encosta, certamente a mais rica das formações vegetacionais sul-brasileiras, a qual também está ou esteve presente nas áreas mais baixas dos Aparados, mas que praticamente ainda não foi estudada nesta região, em virtude da dificuldade de acesso, e que muito provavelmente fará do grandioso conjunto dos Aparados da Serra o maior "hot spot" da vegetação sul-brasileira.

Além disso, na região dos Aparados coincidem altos valores dos 3 parâmetros biológicos (endemismo, raridade e riqueza de espécies) mais usados para avaliar a importância de uma área sob o ponto de vista conservacionista, os quais muitas vezes mostram distribuições não-coincidentes (Brown Jr. & Brown 1992) na maioria das regiões. Assim, somos forçados a reconhecer que a grande concentração de unidades de conservação na região (que inclui os 3 únicos Parques Nacionais do RS e de SC), estabelecidas de modo aparentemente um pouco aleatório, em boa parte devido às belezas cênicas, às baixas densidades das populações humanas e ao fato de muitas áreas não estarem ainda ocupadas por habitantes humanos ou serem praticamente inacessíveis, foi uma estratégia felizmente adequada de seleção de locais para a implantação de unidades de conservação. Um maior aprofundamento sobre aspectos da conservação da biodiversidade desta região será feito na seção 3.11 do próximo capítulo e especialmente no capítulo 6 desta tese.

A realização de estudos nos pinhais e especialmente em campos e turfeiras dos Aparados é uma evidente prioridade, as últimas praticamente ainda não estudadas em SC (e também muito pouco no RS), embora nelas tenham sido feitas coletas pelos botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues (HBR) e também por nós durante este trabalho, mas sem qualquer detalhamento ou comparação entre locais e mesmo sem uma compilação florística.

Outra prioridade é a realização de coletas e estudos nos extremos norte e sul da região aqui definida como Aparados, ou seja, nas áreas de Campo dos Padres (SC; já há uma razoável quantidade de exsicatas desta região no Herbário HBR) e do Josafá (RS), bem como em locais intermediários entre as 4 estações de coleta amostradas nesta tese. A repetida falta de resposta do Ibama para um projeto de levantamento florístico do Parque Nacional de Aparados da Serra nos impediu de incluir áreas do Parque nesta tese (o Parque situa-se próximo do limite sul dos Aparados), e nos fez desistir de amostrar os cânions Fortaleza (uma das estações estudadas por Rambo 1956a), Churriado e Malacara, situados dentro do Parque Nacional da Serra Geral, também sob controle do Ibama. O primeiro projeto reuniria pesquisadores da UFRGS, UFSC e Unesc, e permitiria uma atualização do trabalho de Baptista *et alii* (1979) e uma análise mais completa de sua flora e vegetação, servindo inclusive como referência para estudos em outras regiões sul-brasileiras com tipos de vegetação e mosaicos como os encontrados no Parque e no restante dos Aparados catarinenses.

Por outro lado, o desenvolvimento de pequenos estudos em algumas comunidades mais espalhadas, selecionadas em virtude de características abióticas ou vegetacionais mais salientes, como os realizados para todo o estado do Paraná por Bolòs *et alii* (1991), parece ser uma estratégia interessante de descrição pormenorizada dos principais tipos vegetacionais numa escala diferente da adotada em nosso trabalho. Esta tese aproximou-se mais da abordagem florística e fitogeográfica de Rambo (1956a) e da caracterização dendrológica de Teixeira & Coura Neto (1986), pois não detalhamos a variabilidade da composição florística e estrutura vegetacional de pequenos agrupamentos que são percebidos localmente, e que foram todos englobados dentro das denominações MN ou VR, pouco mostrando (mas ver o capítulo 5) da variação vegetacional numa escala mais local.

2.11. Bibliografia citada

Ab'Sáber, A.N. 2000. Summit surfaces in Brazil. **Revista Brasileira de Geociências 30**(3): 515-6.

Almeida, F.F.M. & C.D.R. Carneiro. 1998a. Botucatu: o grande deserto. **Ciência Hoje 24**(143): 36-43.

Almeida, F.F.M. & C.D.R. Carneiro. 1998b. Origem e evolução da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geociências 28**(2): 135-50.

Angulo, R.J.; P.C.F. Giannini; K. Suguio & L.C.R. Pessenda. 1999. Relative sea-level changes in the last 5500 years in southern Brazil (Laguna–Imbituba region, Santa Catarina State) based on vermetid ^{14}C ages. **Marine Geology 159**(1-4): 323-39.

Ashton, P.S. 1988. Systematics and ecology of rain forest species. **Taxon 37**(3): 622-9.

Aymard C., G.; L.J. Dorr & L. Barnett. 1993. Phytogeographical relationships of cloud forest and páramo on the Montanas de Guaramacal, Edo. Trujillo, Venezuela. **AAU Reports 31**: 13.

Back, Á.J. 1997. Equação de chuvas intensas para a região de Urussanga. **Revista de Tecnologia e Ambiente 3**(2): 31-6.

Backes, A. 1999. Condicionamento climático e distribuição geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze no Brasil – II. **Pesquisas, Botânica** (49): 31-51.

Baptista, L.R.M.; B.E. Irgang; J.F.M. Valls & J.L. Waechter. 1979. **Parque Nacional dos Aparados da Serra. Levantamento da vegetação**. Editado pelos autores.

Bellingham, P.J. & E.V.J. Tanner. 2000. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica 32**(3): 378-84.

Bertoletti, J.J. & M.B. Teixeira. 1995. Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. Termo de referência. **Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUCRS** (2): 1-47.

Bigarella, J.J. 1991. Aspectos físicos da paisagem. Physical landscape features. **In** I.G. Câmara coord., **Mata atlântica. Atlantic rain forest**. Ed. Index & Fundação S.O.S. Mata Atlântica. p.62-93.

Bolòs, O. de; A.C. Cervi & G. Hatschbach. 1991. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). **Collectanea Botanica 20**: 79-182.

Brade, A.C. 1942a. A composição da flora pteridófita do Itatiaia. Contribuição para a fitogeografia dessa região. **Rodriguésia 6**(15): 29-43, +9est.

Brade, A.C. 1942b. Excursão à Serra do Caparaó. **Rodriguésia 6**(15): 87-92, +22est., 1 mapa.

Brade, A.C. 1951. Relatório da excursão à Serra da Bocaina, no estado de São Paulo, realizada pelo naturalista A. C. Brade, de 18 de abril a 24 de maio de 1951. **Rodriguésia 14**(26): 55-66, +14 fotos.

Brade, A.C. 1956. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (5): 1-92, +estampas.

Brown, J.H.; G.C. Stevens & D.M. Kaufman. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 597-623.

Brown Jr., K.S. & G.C. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.119-42.

Burke, A. 2001. Determinants of inselberg floras in arid Nama Karoo landscapes. **Journal of Biogeography 28**(10): 1211-20.

Bueno, R.M. & R.M. Senna. 1992. Pteridófitas do Parque Nacional dos Aparados da Serra. I. Região do Paradouro. **Caderno de Pesquisa Série Botânica 4**(1): 5-12.

Burger, W. 1995. Montane species-limits in Costa Rica and evidence for local speciation on altitudinal gradients. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.127-33.

Buss, M.D.; S.M.A. Furtado & L.F. Scheibe. 2000. "É, ninguém escapa do rio..." Geografia de uma catástrofe natural. **Geosul 15**(29): 55-78.

Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. **Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería**. 2ed. Editorial Acme. v.2, fasc.1.

Carpanezzi, A.A.; J.C.D. Pereira; P.E.R. Carvalho; A. Reis; A.R.R. Vieira; E. Rotta; J.A. Sturion; M.J. Rauen & R.A. Silveira. 1988. **Zoneamento ecológico para plantios florestais no estado de Santa Catarina**. Embrapa-CNPF. (Embrapa-CNPF. Documentos, 21).

Castellanos, A.; H.F. Martins; M.C. Vianna & J.P.P. Carauta. 1965. Contribuição para o conhecimento da flórula do Itatiaia. Catálogo dos pteridofitos (Pteridophyta). Fasc. I. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (8): 1-47.

Channell, R. & M.V. Lomolino. 2000a. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. **Nature 403**(6765): 84-6.

Channell, R. & M.V. Lomolino. 2000b. Trajectories to extinction: spatial dynamics of the contraction of geographical ranges. **Journal of Biogeography 27**(1): 169-79.

Citadini-Zanette, V. 1995. **Floristica, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de mata atlântica na microbacia do Rio Novo, Orleans, SC**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

Clayton, W.D. 1983. The genus concept in practice. **Kew Bulletin 38**: 149-53.

Cronquist, A. 1981. **An integrated system of classification of flowering plants**. Columbia University Press.

Dansereau, P. 1947. Notas sôbre a biogeografia de uma parte da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geografia 9**(4): 497-520.

Davis, P.H. & V.H. Heywood. 1967. **Principles of angiosperm taxonomy**. Oliver & Boyd.

Dorr, L.J.; B. Stergios; A.R. Smith & N.L. Cuello A. 2000. Catalogue of the vascular plants of Guaramacal National Park, Portuguesa and Trujillo States, Venezuela. **Contributions from the United States National Herbarium 40**: 1-155.

DSG/Ministério do Exército [Diretoria de Serviço Geográfico]. 1980a. **Praia Grande**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

DSG/Ministério do Exército [Diretoria de Serviço Geográfico]. 1980b. **Cambará do Sul**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

DSG/Ministério do Exército [Diretoria de Serviço Geográfico]. 1980c. **Aratinga**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

Dusén, P. 1905. Sur la flore de la Serra do Itatiaya au Brésil. **Archivos do Museu Nacional do Rio de Janeiro 13**: 1-119.

Dusén, P.K.H. 1955. Contribuições para a flora do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (4): 1-91. [tradução de 2 artigos, publicados em 1909, no Arkiv for Botanik 8(7): 1-26, +estampas; 9(5): 1-50, +estampas].

Enserink, M. 1997. Life on the edge: rainforest margins may spawn species. **Science 276**(5320): 1791-2.

Ewel, J.J. & S.W. Bigelow. 1996. Plant life-forms and tropical ecosystem function. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer-Verlag, p.138-49. (Ecological Studies, 110).

Falkenberg, D.B. & J.C. Voltolini. 1995. The montane cloud forest in southern Brazil. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag, p.138-49. (Ecological Studies, 110).

Fernandes, I. & L.R.M. Baptista. 1999. Inventário da flora rupestre e para-rupestre de "Casa de Pedra", Bagé, Rio Grande do Sul. **Pesquisas, Botânica** (49): 53-70.

Ferreira, M.B.; W.R.C. D'Assumpção & G.M. Magalhães. 1977/8. Nova contribuição para o conhecimento da vegetação da Cadeia do Espinhaço ou Serra Geral (Maciço do Caraça). **Oréades 6**(10/11): 49-67.

Fetcher, N.; R.A. Cordero & J. Voltzow. 2000. Lack of ecotypic differentiation: plant response to elevation, population origin, and wind in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. **Biotropica 32**(2): 225-34.

Friend, A.D. & F.I. Woodward. 1990. Evolutionary and ecophysiological responses of mountain plants to the growing season environment. **Advances in Ecological Research 20**: 59-124.

Fuzeto, A.P. & C. Lomônaco. 2000. Potencial plástico de *Cabralea canjerana* subsp. *polytricha* (Adr. Jussieu) Penn. (Meliaceae) e seu papel na formação de ecótipos em áreas de cerrado e vereda, Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica 23**(2): 169-76.

Gämperle, E. & J.J. Schneller. 2002. Phenotypic and isozyme variation in *Cystopteris fragilis* (Pteridophyta) along an altitudinal gradient in Switzerland. **Flora 197**(3): 203-13.

Gaplan [Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral]. 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Gaplan.

Gaston, K.J. 1998. Species-range size distributions: products of speciation, extinction and transformation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 353**(1366): 219-30.

Gaston, K.J. & S.L. Chown. 1999. Geographic range size and speciation. **In** A.E. Magurran & R.M. May eds., **Evolution of biological diversity**. Oxford University Press. p.236-59.

Giulietti, A.M. & J.R. Pirani. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. **In** W.R. Heyer & P.E. Vanzolini eds., **Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns**. Academia Brasileira de Ciências. p.39-69.

Giulietti, A.M.; N.L. Menezes; J.R. Pirani; M. Meguro & M.G.L. Wanderley. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Boletim do Departamento de Botânica da Universidade de São Paulo 9**: 1-151.

Granville, J.-J. 1991. Remarks on the montane flora and vegetation types of the Guianas. **Willdenowia 21**(1/2): 201-13.

Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology 86**(6): 902-10.

Guadagnin, D.L.; M. Sobral & F.G. Becker. 1998. A biodiversidade da região do Planalto das Araucárias no Rio Grande do Sul: importância, ameaças e recomendações. **In** M. Richter org., **Conservação da biodiversidade & desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula – um plano de ação preliminar**. Edipucrs. p.79-106.

Hansen, A.J. & F. di Castri eds. 1992. **Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and landscape flows**. Springer-Verlag. (Ecological Studies, 92).

Harley, R.M. 1995. Introdução. **In** B.L. Stannard ed., **Flora of the Pico das Almas. Chapada Diamantina – Bahia, Brazil**. Royal Botanic Gardens, Kew. p.43-76.

Harrison, S. 1997. How natural habitat patchiness affects the distribution of diversity in Californian serpentine chaparral. **Ecology 78**(6): 1898-906.

Harrison, S. 1999. Local and regional diversity in a patchy landscape: native, alien, and endemic herbs on serpentine. **Ecology 80**(1): 70-80.

Hartshorn, G.S. & B.E. Hammel. 1994. Vegetation types and floristic patterns. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.73-89.

Hatschbach, G. & H. Moreira Filho. 1972. Catálogo florístico do Parque Estadual de Vila Velha (estado do Paraná – Brasil). **Boletim da Universidade Federal do Paraná, Botânica** (28): 1-50, +4 fotos.

Hengeveld, R. 1990. **Dynamic biogeography**. Cambridge University Press.

Hengeveld, R. 1997. Impact of biogeography on a population-biological paradigm shif. **Journal of Biogeography 24**(5): 541-7.

Herrmann, M.L.P. & R.O. Rosa. 1990. Relevo. **Geografia do Brasil**. v.2, Região Sul. IBGE. p.55-84.

Hewitt, G.M. 1996. Some genetic consequences of ice ages, and their role in divergence and speciation. **Biological Journal of the Linnean Society 58**(3): 247-76.

Holz, M. 1999. **Do mar ao deserto. A evolução do Rio Grande do Sul no tempo geológico**. Ed. da UFRGS.

Huber, O. 1988. Vegetación y flora de Pantepui, región Guayana. **Acta Botanica Brasilica 1**(2, supl.): 41-52.

Hueck, K. 1972. **As florestas da América do Sul**. Polígono & Ed. da UnB.

Huntley, B. & T. Webb III. 1989. Migration: species' response to climatic variations caused by changes in the earth's orbit. **Journal of Biogeography 16**(1): 5-19.

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976a. **Bom Retiro**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976b. **Aiurê**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976c. **Urubici**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976d. **Bom Jardim da Serra**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976e. **São Bento Baixo**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976f. **Silveira**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976g. **Jacinto Machado**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa].

Imaguire, N. 1979/1980. Contribuição ao estudo florístico e ecológico da Fazenda Experimental do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. 1, 2 e 3. **Acta Biológica Paranaense 8/9**: 19-45, 47-72 e 73-105.

Jacques, S.M.C.; B.E. Irgang; L. Martau; L.W. Aguiar; Z.F. Soares; O.L. Bueno & Z.M. Rosa. 1982. Levantamento preliminar da vegetação da Região Metropolitana de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. II. Morros areníticos. **Iheringia** (29): 31-48.

Jarenkow, J.A. 1994. **Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

Judd, W.S.; C.S. Campbell; E.A. Kellogg & P.F. Stevens. 1999. **Plant systematics. A phylogenetic approach**. Sinauer.

Judziewicz, E.J.; L.G. Clark; X. Londoño & M.J. Stern. 1999. **American bamboos**. Smithsonian Institution Press.

Justus, J.O.; M.L.A. Machado & M.S.M. Franco. 1986. Geomorfologia. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.313-404, 1 mapa.

Kappelle, M.; N. Zamora & T. Flores. 1991. Flora leñosa de la zona alta (2000 – 3819 m) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. **Brenesia** (34): 121-44.

Kaul, P.F.T. 1990. Geologia. **Geografia do Brasil**. v.2, Região Sul. IBGE. p.29-54.

Kinoshita-Gouveia, L.S. 1979. **Estudos taxonômicos e fitogeográficos da família Ericaceae no Brasil**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biociências da USP.

Klein, R.M. 1960. O aspeto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia 12**(12): 17-44, 4pr.

Klein, R.M. 1969. Árvores nativas da Ilha de Santa Catarina. **Insula** (3): 3-93.

Klein, R.M. 1975. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências** (33): 67-88.

Klein, R.M. 1978. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Sudesul, FATMA & Herbário Barbosa Rodrigues.

Klein, R.M. 1979. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia 31**(31): 9-164.

Klein, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí (continuação). **Sellowia 32**(32): 165-389.

Klein, R.M. 1981. Aspectos fitossociológicos da bracatinga (*Mimosa scabrella*). **IV Seminário sobre atualidades e perspectivas florestais. Bracatinga uma alternativa para reflorestamento**. Embrapa/URPFCS. p.145-8. (Embrapa/URPFCS. Documentos, 5).

Klein, R.M. 1988. Espécies raras ou ameaçadas de extinção do estado de Santa Catarina. **Estudos de Biologia** (18): 3-9.

Klein, R.M. 1988. Parques Nacionais e Estaduais; Reservas Biológicas Estaduais e particulares, bem como a Estação Ecológica do Estado de Santa Catarina. **Estudos de Biologia** (18): 11-29.

Klein, R.M. "1990"[1992]. **Espécies raras ou ameaçadas de extinção. Estado de Santa Catarina**. IBGE. v.1.

Klein, R.M. 1997. **Espécies raras ou ameaçadas de extinção. Estado de Santa Catarina**. IBGE. v.3.

Klein, R.M.; A. Bresolin & A. Reis. "1977/8"[1981]. Distribuição de orquídeas da Ilha de Santa Catarina e arredores. **Insula** (9): 3-29.

Larocca, J. 1998. **Cactáceas em paredões rochosos da Serra Geral do Rio Grande do Sul: uma abordagem fitogeográfica**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.

Lawrence, G.H.M. 1951. **Taxonomy of vascular plants**. Macmillan.

Leinz, V. & S.E. Amaral. 1985. **Geologia geral**. 9ed. Ed. Nacional.

Leitão Filho, H.F.; J. Semir & T.S. Rodrigues. 1991. Flora do estado de Goiás – coleção Rizzo – família Compositae. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.376.

Leite, P.F. & R.M. Klein. 1990. Vegetação. **Geografia do Brasil**. v.2, Região Sul. IBGE. p.113-50.

Leoni, L.S. 1992. Lista das plantas vasculares do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. **Pabstia 3**(2): 1-13.

Leoni, L.S. 1997. Catálogo preliminar das fanerógamas ocorrentes no Parque Nacional do Caparaó – MG. **Pabstia 8**(2): 1-29.

Levin, D.A. 1993. Local speciation in plants: the rule not the exception? **Systematic Botany 18**(2): 197-208.

Linhart, Y.B. & M.C. Grant. 1996. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 237-77.

Luteyn, J.L. 1989. Speciation and diversity of Ericaceae in Neotropical montane vegetation. **In** L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev eds., **Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press. p.297-310.

Luteyn, J.L. 1999. Páramos. A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. **Memoirs of the New York Botanical Garden 84**: i-xxii, 1-278.

Lutz, E.; J.J. Schneller & R. Holderegger. 2000. Understanding population history for conservation purposes: population genetics of *Saxifraga aizoides* (Saxifragaceae) in the lowlands and lower mountains north of the Alps. **American Journal of Botany 87**(4): 583-90.

Machado, S.A. & J.D.P. Siqueira. 1980. Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.4-9.

Mantovani, M.S.M.; K. Stewart; S. Turner & C.J. Hawkesworth. 1995. Duration of Paraná magmatism and implications for the evolution and source regions of continental flood basalts. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 67**(Supl. 2): 163-9.

Martinelli, G.; J. Bandeira & J.O. Bragança. 1989. **Campos de altitude**. Ed. Index.

Mattos, J.R. 1957. Fitofisionomia do município de São Joaquim. **Contribuições do Instituto Geobiológico** (7): 1-27.

Mattos, J.R. 1994. **O pinheiro brasileiro**. 2ed. Editado pelo autor. v.1.

Mayr, E. 1992. A local flora and the biological species concept. **American Journal of Botany 79**(2): 222-38.

McLoughlin, S. 2001. The breakup history of Gondwana and its impact on pre-Cenozoic floristic provincialism. **Australian Journal of Botany 49**(3): 271-300.

Milani, E.J. 2000. Geodinâmica fanerozóica do Gondwana sul-ocidental e a evolução geológica da Bacia do Paraná. **In** M. Holz & L.F. De Ros eds., **Geologia do Rio Grande do Sul**. CIGO/UFRGS. p.275-302.

Milani, E.J. & V.A. Ramos. 1998. Orogenias paleozóicas no domínio sul-ocidental do Gondwana e os ciclos de subsidência da Bacia do Paraná. **Revista Brasileira de Geociências 28**(4): 473-84.

Miranda, T. & B. Harter-Marques. 2001. Comparação das espécies epífitas de orquídeas ocorrentes em dois ecossistemas no Planalto das Araucárias do Rio Grande do Sul. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.230.

Modenesi-Gauttieri, M.C. 2000. Hillslope deposits and the Quaternary evolution of the *altos campos* - Serra da Mantiqueira, from Campos do Jordão to the Itatiaia massif. **Revista Brasileira de Geociências 30**(3): 508-14.

Mondin, C.A. & L.R.M. Baptista. 1996. Relações biogeográficas da tribo Mutisieae Cass. (Asteraceae), *sensu* Cabrera, no Rio Grande do Sul. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Botânica 2**(1): 49-152.

Moreno, J.A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul**. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul.

Mori, S.A.; L.A.M. Silva; G. Lisboa & L. Coradin. 1985. **Manual de manejo do herbário fanerogâmico**. Ceplac.

Mota, F.S. 1951. Estudos do clima do estado do Rio Grande do Sul segundo o sistema de W. Koeppen. **Revista Brasileira de Geografia 13**(2): 275-84.

Negrelle, R.R.B. 1995. **Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da floresta atlântica na Reserva Volta Velha, mun. Itapoá, SC**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

Nimer, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. 2ed. IBGE.

Nimer, E. & A.A.B. Oliveira. 1990. Clima. **Geografia do Brasil**. v.2, Região Sul. IBGE. p.151-87.

Núñez-Farfán, J. & C.D. Schlichting. 2001. Evolution in changing environments: the "synthetic" work of Clausen, Keck, and Hiesey. **Quarterly Review of Biology 76**(4): 433-57.

Pauwels, G.J. 1928-9. O trecho duvidoso dos limites entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catharina. **Egatea. Revista da Escola de Engenharia de Porto Alegre 13**(3): 163-6, +1mapa, 1928; **13**(4): 253-7, 1928; **13**(5): 323-7, 1928; **13**(6): 423-7, 1928; **14**(1-2): 13-20, 1929.

Pauwels, G.J. 1997. **Atlas geográfico Melhoramentos**. 60ed. Melhoramentos & Jornal da Tarde.

Pellerin, J.; G.M. Duarte; L.F. Scheibe; M. Mendonça; M.D. Buss; M.A. Monteiro & C. Cardoso. 1997. Timbé do Sul – Jacinto Machado: avaliação preliminar da extensão da catástrofe de 23-24/12/95. **Geosul 12**(23): 71-86.

Peluso Jr., V.A. 1986. O relevo do território catarinense. **Geosul 1**(2): 7-69.

Peron, M.V. 1989. Listagem preliminar da flora fanerogâmica dos campos rupestres do Parque Estadual do Itacolomi – Ouro Preto/Mariana, MG. **Rodriguésia 41**(67): 63-9.

Pfadenhauer, J. & S.C. Boechat. 1981. Vegetation und Ökologie eines Sphagnum-Moores in Südbrasilien. **Vegetatio 44**: 177-87.

Philipp, R.P.; A.P. Viero; P.C.P. Neves; L.E.S. Robaina & I.L. Zanette. 1994. Caracterização geológica e petrológica preliminar do vulcanismo ácido da região de Campos Novos, Santa Catarina. **Boletim IG-USP, Série Científica 25**: 17-27.

Pigliucci, M. & K. Hayden. 2001. Phenotypic plasticity is the major determinant of changes in phenotypic integration in *Arabidopsis*. **New Phytologist 152**(3): 419-30.

Pinheiro, R.S. & R.R. Guedes-Bruni. 1998. Levantamento florístico do campo altimontano no Parque Nacional de Itatiaia: resultados preliminares. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.357-8.

Pinto, G.C.P.; H.P. Bautista & J.C.A. Lima. 1990. A Chapada Diamantina. Sua fitofisionomia e peculiaridades florísticas. **Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica**. Ibama. p.256-95.

Pitman, N.C.A.; J. Terborgh; M.R. Silman & P. Nuñez V. 1999. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. **Ecology 80**(8): 2651-61.

Prado, H. 1996. **Manual de classificação de solos do Brasil**. 3ed. Funep/Unesp.

Queiroz, M.H. 1994. **Approche phytoécologique et dynamique des formations végétales secondaires développées après abandon des activités agricoles, dans le domaine de la forêt ombrophile dense de versant (forêt atlantique) à Santa Catarina - Brésil**. Tese de doutorado apresentada à ENGREF, Nancy.

Radford, A.E. 1986. **Fundamentals of plant systematics**. Harper & Row.

Rambo, B. 1948. A flora austral antártica e andina no Rio Grande do Sul. **Boletim Geográfico 6**(67): 750-4.

Rambo, B. 1949. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 1**(1): 111-35.

Rambo, B. 1951. O elemento andino no pinhal riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 3**(3): 7-39.

Rambo, B. 1952. Análise geográfica das compostas sul-brasileiras. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"** 4(4): 87-159.
Rambo, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues"** 5(5): 185-232.
Rambo, B. 1954. Análise histórica da flora de Pôrto Alegre. **Sellowia** 6(6): 9-112.
Rambo, B. 1956a. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. **Sellowia** 7/8(7): 235-98.
Rambo, B. 1956b. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2ed. Selbach. (Jesuítas no sul do Brasil, 6).
Rambo, B. 1958. Die alte Südflora in Brasilien. **Pesquisas** (2): 177-98.
Rambo, Blásio. 1959. Restos riograndenses do deserto triássico sulbrasileiro. **Pesquisas** (3): 647-57.
Rangel Ch., J. 1998. Diversidad alfa y beta en la región Paramuna de Colombia. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.200-1.
Rangel-Ch., J.O. 1995. La diversidad floristica en el espacio andino de Colombia. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.187-205.
Reis, A. 1993. **Manejo e conservação das florestas catarinenses**. Tese apresentada para concurso de professor titular, Departamento de Botânica da UFSC.
Reitz, R. 1961. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. **Sellowia 13**(13): 17-115.
Reitz, R. 1965. Plano de coleção. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. Parte IV, fascículo A.
Reitz, R. ed. 1965-89. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. 161 fascículos.
Reitz, R. & R.M. Klein. 1964. O reino vegetal de Rio do Sul. **Sellowia 16**(16): 9-118.
Reitz, R. & R.M. Klein. 1966. Araucariáceas. **Flora Ilustrada Catarinense** (ARAU): 1-62.
Reitz, R.; R.M. Klein & A. Reis. 1978. Projeto Madeira de Santa Catarina. **Sellowia 30**(28-30): 1-320.
Reitz, R.; R.M. Klein & A. Reis. 1983. Projeto Madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia 34-35**(34-35): 1-525.
Renne, P.R.; M. Ernesto; I.G. Pacca; R.S. Coe; J.M. Glen; M. Prévot & M. Perrin. 1992. The age of Paraná flood volcanism, rifting of Gondwanaland, and the Jurassic-Cretaceous boundary. **Science 258**(5084): 975-9.
Richards, P.W. 1957. Ecological notes on West African vegetation. I. The plant communities of the Idanre hills, Nigeria. **Journal of Ecology 45**(2): 563-77.
Risser, P.G. 1995. The status of the science examining ecotones. **BioScience 45**(5): 318-25.
Rizzini, C.T. 1954. Flora Organensis. Lista preliminar dos *Cormophyta* da Serra dos Órgãos. A preliminary account on the *Cormophyta* of the Organ Mountains. **Arquivos do Jardim Botânico 13**: 117-243, 17est.
Rizzini, C.T. 1979. **Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos**. Hucitec & Ed. da USP. v.2.
Roisenberg, A. & A.P. Viero. 2000. O vulcanismo mesozóico da Bacia do Paraná no Rio Grande do Sul. **In** M. Holz & L.F. De Ros eds., **Geologia do Rio Grande do Sul**. CIGO/UFRGS. p.355-74.
Roth, L. 1990. **Palinologia de uma turfeira do Parque Nacional de Aparados da Serra, Planalto Leste do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.
Roth, L. & M.L. Lorscheitter. 1991. Palynology of a peat in Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Brazil. **Boletim IG-USP, Publicação Especial, 8**: 153-7.
Roth, L. & M.L. Lorscheitter. 1993. Palynology of a bog in Parque Nacional de Aparados da Serra, east plateau of Rio Grande do Sul, Brazil. **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula 8**: 39-69.
Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude*. **Journal of Biogeography 26**(4): 693-712.
Safford, H.D. 1999b. Brazilian Páramos II. Macro- and mesoclimate of the *campos de altitude* and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography 26**(4): 713-37.
Santos, É.P. & G. Hatschbach. 1998. Florística fanerogâmica da vegetação alto-montana no morro dos Perdidos, Serra do Araçatuba, Paraná, Brasil. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.358.
Sartori, P.L.P.; O.J. Bortolotto & K. Kawashita. 1982. Os principais tipos de rochas vulcânicas da Bacia do Paraná no Planalto de Santa Catarina. **Ciência e Natura** (4): 71-84.
Scheibe, L.F. 1986. A geologia de Santa Catarina – sinopse provisória. **Geosul 1**(1): 7-38.
Scherer, C.M.S.; U.F. Faccini & E.L. Lavina. 2000. Arcabouço estratigráfico do Mesozóico da Bacia do Paraná. **In** M. Holz & L.F. De Ros eds., **Geologia do Rio Grande do Sul**. CIGO/UFRGS. p.335-54.
Schilthuizen, M. 2000. Ecotone: speciation-prone. **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 130-1.
Segadas-Vianna, F. 1968. Ecology of the Itatiaia Range, southeastern Brazil. I – Altitudinal zonation of the vegetation. **Arquivos do Museu Nacional 53**: 7-30.
Segadas-Vianna, F. & L. Dau. 1968. Ecology of the Itatiaia Range, southeastern Brazil. II – Climates and altitudinal climatic zonation. **Arquivos do Museu Nacional 53**: 31-53.
Senna, R.M. & J.L. Waechter. 1997. Pteridófitas de uma floresta com araucária. 1. Formas biológicas e padrões de distribuição geográfica. **Iheringia, Série Botânica** (48): 41-58.
Seplan [Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento]. 1991. **Atlas escolar de Santa Catarina**. Aerofoto Cruzeiro.
Silva, L.N.M.; L.T. Winckler-Sosinski; T. Berger & A. Schwarzbold. 2001. Influência de fatores ambientais na composição florística de uma turfeira de altitude no município de São José dos Ausentes, RS-Brasil. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.230.
Siqueira, J.C. 1985. Flora Friburguense: a vegetação do Morro da Caledônia. **Eugeniana** (10): 3-14.
Siqueira, J.C. & L.M. Araujo. 1999/2000. Pteridófitas do Morro da Caledônia, Nova Friburgo, RJ – coleção do *Herbarium Friburgense*. **Eugeniana** (24): 14-20.

Smith, T.B.; R.K. Wayne; D.J. Girman & M.W. Bruford. 1997. A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. **Science 276**(5320): 1855-7.

Smith, T.B.; S. Kark; C.J. Schneider; R.K. Wayne & C. Moritz. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 431.

Sobral, M. 1992. Aparados da Serra: tesouro biológico. **Os Aparados** (5): 1-4.

Solbrig, O.T. 1993. Plant traits and adaptive strategies: their role in ecosystem function. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.97-116. (Ecological Studies, 99).

Stannard, B.L. ed. 1995. **Flora of the Pico das Almas. Chapada Diamantina – Bahia, Brazil**. Royal Botanic Gardens, Kew.

Stevens, P.F. 1985. The genus concept in practice – but for what practice? **Kew Bulletin 40**(3): 457-65.

Steyermark, J.A. 1986. Speciation and endemism in the flora of the Venezuelan tepuis. **In** F. Vuilleumier & M. Monasterio eds., **High altitude tropical biogeography**. Oxford University Press. p.317-73.

Steyermark, J.A. & G.C.K. Dunsterville. 1980. The lowland floral element on the summit of Cerro Guaiquinima and other cerros of the Guayana highland of Venezuela. **Journal of Biogeography** 7(3): 285-303.

Stuessy, T.F. 1990. **Plant taxonomy. The systematic evaluation of comparative data**. Columbia University Press.

Sugden, A.M. 1982. The ecological, geographic, and taxonomic relationships of the flora of an isolated Colombian cloud forest, with some implications for island biogeography. **Journal of the Arnold Arboretum 63**(1): 31-61.

Sugden, A.M. 1983. Determinants of species composition in some isolated neotropical cloud forests. **In** S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick eds., **Tropical rain forest: ecology and management**. Blackwell Scientific Publications. p.43-56.

Teixeira, M.B. & A.B. Coura Neto. 1986. Vegetação. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. Folhas Porto Alegre e Lagoa Mirim. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.556, 565-74, 588-93, 1 mapa.

Torquato, J.R. & U.G. Cordani. 1981. Brazil-Africa geological links. **Earth-Science Reviews 17**(1/2): 155-76.

Tryon, R.M. & A.F. Tryon. 1982. **Ferns and allied plants with special reference to tropical America**. Springer-Verlag.

Ule, E. 1895. Relatorio de uma excursão botanica feita na Serra do Itatiaia. **Archivos do Museu Nacional 9** [também denominada **Revista do Museu Nacional do Rio de Janeiro 1**]: 185-223. [edição bilíngüe, com uma versão integral em alemão].

Ule, E. 1900. Die Verbreitung der Torfmoose und Moore in Brasilien. **Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 27**: 238-51.

Umann, L.V.; E.F. Delima; C.A. Sommer & J.D. Liz. 2001. Vulcanismo ácido da região de Cambará do Sul - RS: litoquímica e discussão sobre a origem dos depósitos. **Revista Brasileira de Geociências 31**(3): 357-64.

Vattimo, I.; J.I.A. Falcão; G.M. Barroso; E. Pereira; J.C. Gomes; C.T. Rizzini & A.C. Brade. 1957. Flora do Itatiaia – I. **Rodriguésia 20**(32): 27-243. [flórulas de 20 famílias].

Vaz, A.M.S.F.; M.P.M. Lima & R. Marquete orgs. 1992. Técnicas e manejo de coleções botânicas. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE. p.55-75. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

Veloso, H.P. org. 1992. Sistema fitogeográfico. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE. p.9-38. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).

Veloso, H.P.; A.L.R. Rangel Filho & J.C.A. Lima. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE.

Veloso, H.P. & L. Góes-Filho. 1982. Fitogeografia brasileira. Classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico do Projeto Radambrasil, Série Vegetação** (1): 3-79.

Veloso, H.P. & R.M. Klein. 1957-68. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. I-VI. **Sellowia 9**(8): 81-235, 1957 (I); **11**(10): 9-124, +5 Fig., 1959 (II); **13**(13): 205-60, 1961 (III); **15**(15): 57-114, 1963 (IV); **20**(20): 53-126, 1968 (V); **20**(20): 127-80, 1968 (VI).

Veloso, H.P. & R.M. Klein. 1968. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. VI. Agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral situados ao sul da costa catarinense e ao norte da costa sul-riograndense. **Sellowia 20**(20): 127-80.

Vieira, E.F. 1984. **Rio Grande do Sul. Geografia física e vegetação**. Sagra.

Wignall, P.B. 2001. Large igneous provinces and mass extinctions. **Earth-Science Reviews 53**(1-2): 1-33.

Villwock, J.A. 1998. São Francisco de Paula e o Planalto das Araucárias. Um ponto de vista geológico. **In** M. Richter org., **Conservação da biodiversidade & desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula – um plano de ação preliminar**. Edipucrs. p.53-64.

Walters, D.R. & D.J. Keil. 1996. **Vascular plant taxonomy**. 4ed. Kendall/Hunt.

Whittemore, A.T. 1993. Species concepts: a reply to Ernst Mayr. **Taxon 42**: 573-83.

Widmer, A. & C. Lexer. 2001. Glacial refugia: sanctuaries for allelic richness, but not for gene diversity. **Trends in Ecology & Evolution 16**(6): 267-9.

Wood, B. & M. Collard. 1999. The human genus. **Science 284**(5411): 65-71.

Young, K.R. 1991. Floristic diversity on the eastern slopes of the Peruvian Andes. **Candollea 46**(1): 125-43.

Young, K.R. & B. León. 1990. Catálogo de las plantas de la zona alta del Parque Nacional Rio Abiseo, Peru. **Publicaciones del Museo de Historia Natural UNMSM, Serie Botánica** (34): 1-37.

Zuloaga, F.O.; O. Morrone & D. Rodríguez. 1999. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. **Kurtziana 27**(1): 17-167.

Tabela 2.5 – Espécies vasculares das matinhas nebulares (MN) e da vegetação rupícola (VR) dos Aparados da Serra Geral. Tr = transição entre VR e MN; **N** = número de coletas; **DBF** = número de coletor da exsicata representativa da espécie. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações. **?** = provável ocorrência.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Aspleniaceae	Asplenium araucarieti Sehnem	CIRS			6	7685
	Asplenium divergens Mettenius ex Baker	C			4	10078
	Asplenium incurvatum Fée	CIRS		C	8	7686
	Asplenium martianum C. Christensen	CIRS	R	R	5	9961
	Asplenium pseudonitidum Raddi	S			1	10117
	Asplenium cf. raddianum Gaudichaud (=A. brasiliense Raddi)	R			4	9667
	Asplenium serra Langsdorff & Fischer	C			1	10371
	Asplenium squamosum L.	I			3	10236
Blechnaceae	Blechnum australe L. (=B. auriculatum)	I	R	IRS	9	8117
	Blechnum binervatum (Poiret) Morton & Lellinger (=B. kunthianum,					
	=B. meridense)	C	C		1	9237
	Blechnum distans C. Presl			RS	3	9693
	Blechnum imperiale (Fée & Glaziou) Christ	CIRS			4	8143
	Blechnum cf. macahense Brade	I			1	6979
	Blechnum penna-marina (Poiret) Kuhn	CIRS	CI	I	6	8024
	Blechnum regnellianum (Kunze) C. Christensen	CIRS	C RS	C RS	5	9665
	Blechnum sp.1	C	C	C S	3	9228
	Blechnum sp.2	C S			1	10346
Dennstaedtiaceae	Dennstaedtia dissecta (Swartz) T. Moore (=D. obtusifolia)	R	R		2	8638
	Dennstaedtia globulifera (Poiret) Hieronymus - rup. Terra de Areia				1	9763
	Histiopteris incisa (Thunberg) J. Smith	CIRS			5	9895
	Hypolepis repens (L.) C. Presl (inclui H. sellowiana)	IRS			1	9899
	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn	CIRS	CIRS	CIRS	1	10389
Dicksoniaceae	Dicksonia sellowiana Hooker	CIRS	CIRS	CIRS	1	10387
Dryopteridaceae	Athyrium filix-femina (L.) Roth	CIRS			6	10186
	Ctenitis connexa (Kaulfuss) Copeland	C	C	C	1	9517
	Ctenitis cf. oreocharis (Sehnem) R.M. Bueno & R.M. Senna			R	1	9715
	Cystopteris fragilis (L.) Bernhardi		R	C R	3	9487
	Diplazium intercalatum Christ ou D. petersenii (Kunze) Christ	C R	C R	C R	3	9709
	Dryopteris wallichiana (Sprengel) N. Hylander (=D. paleacea,	CI	I	IR	4	6995
	=D. parallelogramma)					
	Elaphoglossum burchellii (Baker) C. Christensen			C	3	7727
	Elaphoglossum edwallii Rosenstock	C	C	C	3	8669
	Elaphoglossum jamesonii (Hooker & Greville) T. Moore			C RS	2	7872
	Elaphoglossum sellowianum (Klotzsch) T. Moore	CIRS		CIRS	14	10025
	Elaphoglossum vagans (Mettenius ex Kuhn) Hieronymus			C	2	9245
	Lastreopsis amplissima (C. Presl) Tindale	C	C		2	9286
	Polystichum aff. lanosum Fée - com forma jovem só pinada?	I	I	I	6	6847
	Polystichum aff. platyphyllum (Willdenow) C. Presl	CIR			3	9959
	Rumohra adiantiformis (J.G.A. Forster) Ching	CIRS	CIRS	CIRS	3	8116
Gleicheniaceae	Dicranopteris linearis (Burman f.) Underwood			C	1	9243
	Dicranopteris nervosa (Kaulfuss) Ching	R	C S	C RS	5	7854
	Gleichenia bifida (Willdenow) Sprengel			C S	3	9311
	Gleichenia sp. - angusta/longipes/pennigera			CIRS	7	9620
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum caudiculatum Martius	CIRS			3	8000
	Hymenophyllum fucoides (Swartz) Swartz	CIRS			3	8001
	Hymenophyllum magellanicum (Klotzsch) Willdenow	CIRS			6	7770
	Hymenophyllum polyanthos (Swartz) Swartz	CIRS		C S	8	9636
	Hymenophyllum rufum Fée	CIRS		C	3	9628
Lophosoriaceae	Lophosoria quadripinnata (J.F. Gmelin) C. Christensen	S	C S	C S	2	10071
Lycopodiaceae	Lycopodium acerosum Swartz			C	1	7153
	Lycopodium alopecuroides L.		C	C	2	9268
	Lycopodium assurgens Fée		I	I	3	7173

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Lycopodiaceae	Lycopodium sp. [Huperzia badiniana B. Ollgaard & P. Windisch]		I	I	2	6292
	Lycopodium sp. [Lycopodiella camporum B. Ollgaard & P. Windisch]			C	1	10133
	Lycopodium cernuum L.		S	C S	2	10135
	Lycopodium clavatum L.		I S		3	6821
	Lycopodium quadrifariatum Bory	CIRS		C	13	7336
	Lycopodium reflexum Lamarck			C RS	5	9231
	Lycopodium thyoides Humboldt & Bonpland ex Willdenow	CI S	CI S	CI S	7	6818
	Lycopodium sp. nova? [semiereto, pequeno e cinza]			I	2	8725
Marattiaceae	Marattia laevis J. Smith (=Marattia kaulfussii Hooker)	CIRS	C S		3	7771
Osmundaceae	Osmunda regalis L. (=O. palustris)			S	1	10327
Plagiogyriaceae	Plagiogyria semicordata (C. Presl) Christ (=P. fialhoi)	CIRS			4	8922
Polypodiaceae	Campyloneurum austrobrasilianum (Alston) de la Sota	CIRS		CIRS	7	6851
	Campyloneurum fallax Fée (=Polypodium longipetiolatum)	C RS			6	10082
	Campyloneurum minus Fée	R			1	9692
	Campyloneurum nitidum (Kaulfuss) C. Presl			IR	4	9471
	Grammitis achilleifolia (Kaulfuss) R. & A. Tryon	C RS		R	2	10055
	Grammitis sp. (Polypodium albidulum Baker)	C			1	10369
	Grammitis sp. (Polypodium brevistipes Mettenius ex Kuhn)			I	1	9550
	Grammitis cultrata (Bory ex Willdenow) Proctor	R			1	6612
	Grammitis organensis Gardner	CIRS			11	5491
	Grammitis pilosissima (M. Martens & Galeotti) C.V. Morton	I		CI	7	9912
	Grammitis punctata Raddi (=Cochlidium paucinervatum)	C S	S	CIRS	6	10056
	Microgramma squamulosa (Kaulfuss) de la Sota	C RS	R	IRS	4	7722
	Niphidium rufosquamatum Lellinger			C RS	3	8110
	Pleopeltis macrocarpa (Bory ex Willdenow) Kaulfuss (=lanceolatum)	CIRS		CIR	10	8322
	Polypodium catharinae Langsdorff & Fischer	C RS		C RS	5	4307
	Polypodium gregale Sehnem			R	1	10354
	Polypodium hirsutissimum Raddi	C RS	I	CIRS	14	8053
	Polypodium cf. lepidopteris (Langsdorff & Fischer) Kunze			I	2	8014
	Polypodium pectinatiforme Lindman	C			3	9622
	Polypodium pleopeltifolium Raddi			C R	1	7510
	Polypodium recurvatum Kaulfuss	C R	C R	C R	5	9282
	Polypodium siccum Lindman	R			1	10197
	Polypodium squalidum Vellozo			S	1	10113
	Polypodium typicum Fée (=P. pleopeltidis Fée??)	CIRS	R	CIRS	4	6857
Pteridaceae	Adiantum pseudo-tinctum Hieronymus		C R		3	9303
	Adiantum raddianum C. Presl	CIRS	CIRS	CIRS	16	9220
	Cheilanthes cf. myriophylla Desvaux			R	1	9708
	Doryopteris crenulans (Fée) Christ			RS	2	9661
	Doryopteris pedatifida (Christ) Christ			I	1	6911
	Doryopteris rivalis Sehnem			IR	5	10175
	Eriosorus myriophyllus (Swartz) Copeland	S	S	RS	4	10029
	Lindsaea botrychioides Saint-Hilaire	S			1	10339
	Notholaena nivea (Poiret) Desvaux (=Argyrochosma nivea)			R	1	9713
	Pityrogramma calomelanos (L.) Link		C	C R	2	9921
	Pityrogramma tartarea (Cavanilles) Maxon			C	1	9925
Schizaeaceae	Anemia anthriscifolia Schrader			R	2	9773
	Anemia phyllitidis (L.) Swartz			R	4	9696
	Anemia tomentosa (Savigny) Swartz			IRS	2	9454
Selaginellaceae	Selaginella marginata (Humboldt & Bonpland ex Willd.) Spring	IR			4	7574
	Selaginella microphylla (Kunth) Spring			CIRS	5	10144
Thelypteridaceae	Thelypteris cf. juergensii (Rosenstock) Reed	I		RS	2	9476
	Thelypteris metteniana Ching (=T. mettenii, =Dryopteris palustris)	R	R	R	1	9491
	Thelypteris pachyrachis (Kunze ex Mettenius) Ching		C R		2	9526
	Thelypteris aff. pachyrachis (Kunze ex Mettenius) Ching		C		1	9301
	Thelypteris cf. rivularioides (Fée) Abbiatti	I		R	2	9975
	Thelypteris sanctae-catharinae (Rosenstock) Ponce	CIRS			4	9381
	Thelypteris stieri (Rosenstock) Reed		C	C	1	9932
	Thelypteris torresiana (Gaudichaud) Alston		C	C	1	9931

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Vittariaceae	Vittaria lineata (L.) J.E. Smith	CIRS			4	7726
Araucariaceae	Araucaria angustifolia (Bertoloni) Kuntze - só estéril	CIRS		I		
Acanthaceae	Justicia floribunda (C. Koch) Wasshausen (=J.pauciflora, J. rizzinii)	C R	R		8	7516
Amaranthaceae	Iresine diffusa Humboldt & Bonpland ex Willdenow			C RS	2	7365
Anacardiaceae	Schinus polygamus (Cavanilles) Cabrera	CIRS	R	R	4	8407
Apiaceae	Apium leptophyllum (Persoon) F.J.H. Mueller var. latisectum					
	(Urban) Mathias & Constance	CI S		C RS	4	9260
	Apium sellowianum K.H. Wolff	I			3	6832
	Centella asiatica (L.) Urban			C RS	1	10072
	Eryngium falcifolium Irgang			R	4	10345
	Eryngium junceum Chamisso & Schlechtendal			R	2	9120
	Eryngium cf. pandanifolium Chamisso & Schlechtendal - rup PG	I			2	7982
	Eryngium pohlianum Urban			S	1	9838
	Eryngium raulinoi Mathias & Constance	I	CI	CIR	6	9482
	Eryngium smithii Mathias & Constance	CIRS	CIRS	CIRS	8	5661
	Eryngium zosterifolium Wolff			I S	7	7303
	Eryngium sp.			RS	3	9815
	Hydrocotyle exigua (Urban) Malme			CIRS	3	9270
	Hydrocotyle cf. langsdorffii DC. - rup. Praia Grande - só estéril					
	Hydrocotyle itatiaiensis Brade	CIRS		C	6	10193
	Hydrocotyle pusilla A. Richard	R		CIRS	2	9216
	Hydrocotyle quinqueloba Ruiz & Pavón	CIRS	S	S	2	7111
Apocynaceae	Mandevilla atroviolacea (Stadelmeyer) Woodson		R	RS	2	4167
	Mandevilla pentlandiana (A.L. DC.) Woodson			R	1	8873
	Mandevilla sellowiii (Müller Argoviensis) Woodson		C R	C R	2	8848
Aquifoliaceae	Ilex chamaedryfolia Reissek	R	R		5	9139
	Ilex microdonta Reissek	CIRS	IRS	S	30	7689
	Ilex paraguariensis Saint-Hilaire	CIRS			2	10144
	Ilex taubertiana Loesener (=I. kleinii)	S			6	6013
	Ilex theezans Martius ex Reissek	S			1	10338
Araceae	Anthurium gaudichaudianum Kunth			C R	2	9926
Araliaceae	Oreopanax fulvus E. Marchal	CIRS	CIRS	C	3	7655
Asclepiadaceae	Asclepias campestris Decaisne			R	1	8506
	Orthosia urceolata Fournier	C			3	8303
	Oxypetalum appendiculatum Martius	CI S	I	I	4	8634
	Oxypetalum kleinii Fontella & Marquete	R		R	6	7592
	Oxypetalum sp. nova?	C		C R	7	9182
	Schistogyne mosenii (Malme) T. Meyer	I			4	6868
	Tassadia subulata (Vellozo) Fontella & Schwarz	CIRS	S	I S	3	9050
Asteraceae	Achyrocline alata (Kunth) DC.			IRS	3	9544
	Achyrocline satureioides (Lamarck) DC.			CIRS	8	9919
	Aspilia montevidensis (Sprengel) Kuntze			CI	3	9355
	Aster squamatus (Sprengel) Hieronymus [col. 7799 é duvidosa]			C S	1	7799
	Baccharidastrum triplinervium (Lessing) Cabrera	CI	R	C RS	6	7498
	Baccharis anomala DC.	CIRS	C RS	IRS	2	7094
	Baccharis aracatubensis Teodoro & Hatschbach ex G.M. Barroso	I	I	I	4	8393
	Baccharis articulata (Lamarck) Persoon	I			1	9001
	Baccharis brachylaenoides DC.	CIRS	CIRS	CIRS	15	8239
	Baccharis calvescens DC.			C S	10	9922
	Baccharis cassinilifolia DC.	C R			8	10089
	Baccharis crispa Sprengel	I			4	5669
	Baccharis curitybensis Heering			RS	5	8809
	Baccharis aff. curitybensis Heering - sp. nova??			I	7	8961
	Baccharis dentata (Vellozo) G.M. Barroso	CIRS			5	8987
	Baccharis elaeagnoides Steudel ex Baker	CIRS	R		4	7981
	Baccharis aff. elaeagnoides Steudel ex Baker	I	I	I	4	9893
	Baccharis erigeroides DC.			R	5	8830
	Baccharis cf. erioclada DC.	I	I	I	11	8377
	Baccharis lateralis Baker	I S	I S	I S	5	10295

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Asteraceae	Baccharis leucopappa DC.	I S	CI S	CI S	9	7182
	Baccharis lymanii G.M. Barroso	C RS	C	C R	8	8787
	Baccharis megapotamica Sprengel	IRS	R	R	12	7465
	Baccharis microdonta DC.	I	CI	CIRS	15	7781
	Baccharis milleflora (Lessing) DC.	S	C		2	5912
	Baccharis nummularia Heering ex Malme	IR			7	8990
	Baccharis organensis Baker	CI	CI		6	8921
	Baccharis oxyodonta DC.	I	R	R	4	6897
	Baccharis paranaensis Heering & Dusén	CIR	R	R	9	8609
	Baccharis cf. pentodonta Malme			RS	9	9835
	Baccharis cf. phyteumoides (Lessing) DC.	CI	C	C	3	8913
	Baccharis pseudovillosa Teodoro	R			3	10202
	Baccharis retusa DC.	CIRS	CI S	CI S	12	8025
	Baccharis semiserrata DC.	I		S	2	7978
	Baccharis spicata (Lamarck) Baillon			C R	5	8882
	Baccharis tridentata Vahl	I		C R	7	8337
	Baccharis trimera (Lessing) DC.	CIRS	CIRS	CIRS	6	7507
	Baccharis uncinella DC.	CIRS	CIRS	CIRS	14	7942
	Baccharis cf. vincifolia Baker - só estéril	I				
	Baccharis sp.1 - folha filiforme [B. minutiflora, det. Cabrera]	C	CIR	CIR	9	8886
	Baccharis sp.2 - carqueja semi-áfila, poucos capítulos - nova?			C	4	7910
	Baccharis sp.3 - só flores estaminadas			C	1	10226
	Bidens pilosa L.			C RS		
	Calea cf. pinnatifida (R. Brown) Lessing - ou C. serrata Lessing?	S	S	RS	2	8912
	Calea uniflora Lessing			R	3	9121
	Chaptalia cordifolia (Baker) Cabrera	IR	R	IRS	5	8348
	Chaptalia exscapa (Persoon) Baker			CI	2	4846
	Chaptalia nutans (L.) Polakowsky	I			1	10180
	Chaptalia runcinata Kunth			CIRS	3	8246
	Chevreulia sarmentosa (Persoon) Blake - ou C. acuminata?			IRS	2	8484
	Conyza cf. blakei (Cabrera) Cabrera			I	6	8995
	Conyza macrophylla Sprengel	CI			3	6954
	Conyza retirensis Cabrera			I	1	5879
	Conyza sumatrensis (Retzius) E.H. Walker (=C. floribunda)	CIRS	RS	CIRS	8	9882
	Conyza sp.			S	1	10316
	Dasyphyllum synacanthum (Baker) Cabrera	CIR	R		6	8042
	Elephantopus mollis Kunth	C S		RS	1	10328
	Erechtites hieraciifolia (L.) Rafinesque ex DC.	I			1	7491
	Erechtites valerianifolia (Wolf) DC.	I S		S	2	7497
	Erigeron catarinense Cabrera	CIR	C R	C R	4	8836
	Erigeron maximus (D. Don) DC.	S		S	4	7107
	Eupatorium alpestre Gardner	R	R	C	2	9254
	Eupatorium ascendens Schultz Bipontinus			R	4	7807
	Eupatorium blumenavii Hieronymus		C		3	7018
	Eupatorium bupleurifolium DC.	CI	CI	CI	8	7169
	Eupatorium catharinense Cabrera	I	R		1	9581
	Eupatorium compressum Gardner	C	C	C	3	7166
	Eupatorium gaudichaudianum DC.	IRS	R	R	9	10057
	Eupatorium intermedium DC.	C	CI	C	7	9519
	Eupatorium inulifolium H.B.K.	CIR	CIR	CIRS	8	9917
	Eupatorium cf. itatiayense Hieronymus	IRS	I S	I	4	9570
	Eupatorium laete-virens Hooker & Arnott	I	C		5	7269
	Eupatorium laevigatum Lamarck			RS	2	10220
	Eupatorium laxicephalum Cabrera			C RS	13	9825
	Eupatorium cf. lymansmithii	CIRS			5	6842
	Eupatorium malachophyllum Klatt	C	C	C S	5	9256
	Eupatorium pedunculosum Hooker & Arnott			RS	4	9712
	Eupatorium picturatum Malme	CIRS	IRS	IRS	9	9903
	Eupatorium rufescens P.W. Lund ex DC.	C	C RS	C RS	4	7923

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Asteraceae	Eupatorium serratum Sprengel	CIRS	CIRS	CIRS	15	6970
	Eupatorium aff. spathulatum Hooker & Arnott			I	2	9431
	Eupatorium subhastatum Hooker & Arnott			RS	3	9836
	Galinsoga sp.			RS	1	10274
	Gamochaeta americana (Miller) Weddell			IRS	10	5881
	Gamochaeta falcata (Lamarck) Cabrera			I	1	7975
	Gamochaeta aff. pensylvanica (Willdenow) Cabrera			R	3	8510
	Gamochaeta simplicicaulis (Willdenow ex Sprengel) Cabrera			CIRS	5	10174
	Gamochaeta aff. simplicicaulis (Willdenow ex Sprengel) Cabrera	I		C	2	10228
	Gamochaeta cf. spicata (Lamarck) Cabrera			CI	2	5915
	Gamochaeta aff. subfalcata (Cabrera) Cabrera (Freire: G.pensylvanica)			IRS	6	8721
	Gamochaeta sp. (planta glandulosa; Freire: G. simplicicaulis)			R	1	10229
	Gnaphalium cheiranthifolium Lamarck			S	2	10292
	Hieracium commersonii Monnier			R	1	9952
	Holocheilus aff. illustris (Vellozo) Cabrera	CI			6	8762
	Holocheilus monocephalus C. Mondin			RS	4	8791
	Hypochaeris sp.			CIRS	2	8888
	Hysterionica pinnatiloba Matzenbacher & Sobral			CI	2	8354
	Hysterionica pinnatisecta Matzenbacher & Sobral			R	3	8533
	Jaegeria hirta (Lagasca) Lessing	I S		C RS	2	7359
	Jungia sellowii Lessing	C			1	9935
	Lucilia lycopodioides (Lessing) S.E. Freire			R	1	7859
	Lucilia sp. - folha fina; estéril			S		
	Mikania aff. chlorolepis Baker	CI S			2	7168
	Mikania cordifolia (L.f.) Willdenow			RS	1	6633
	Mikania dentata Sprengel (=M. ternata)	C S	C		1	9616
	Mikania involucrata Hooker & Arnott	CIR	R	RS	5	8324
	Mikania lanuginosa DC.	C	C	CI	10	7374
	Mikania orleansensis Hieronymus	CIRS	RS	R	7	8122
	Mikania paranensis Dusén	CIRS	C RS	RS	5	7146
	Mikania aff. vitifolia DC.	CI S			2	7523
	Mutisia campanulata Lessing	CI S	R		3	7228
	Mutisia speciosa Aiton ex Hooker	CIR			1	9026
	Noticastrum decumbens (Baker) Cuatrecasas			I	4	7809
	Noticastrum sp.			S	3	7194
	Pamphalea smithii Cabrera	I		IRS	7	8963
	Perezia cubataensis Lessing			S	4	8798
	Perezia sonchifolia Baker	I			1	2705
	Piptocarpha ramboi G.L. Smith	S			3	9780
	Pluchea sagittalis (Lamarck) Cabrera			C RS	1	10002
	Senecio brasiliensis (Sprengel) Lessing	I	R	CIRS	3	3000
	Senecio conyzifolius Baker			I	7	8248
	Senecio desiderabilis Vellozo	CIRS	CIRS	CIRS	4	2344
	Senecio oleosus Vellozo			I	3	8247
	Senecio oreophilus Dusén	CIRS	CI	CI	6	5676
	Senecio paranensis Malme	CIRS	CI S	CI S	9	8731
	Senecio pinnatus Poiret			IR	4	5861
	Senecio ramboanus Cabrera	CI	CI	C	6	8658
	Senecio stigophlebius Baker	C			2	8696
	Senecio subnemoralis Dusén	C R	C RS	C RS	5	7246
	Senecio sp. nova [folha triangular e coriácea]		IR	IR	4	9987
	Solidago chilensis Meyen			CIRS	1	7543
	Soliva pterosperma (Jussieu) Lessing			C	1	10225
	Sommerfeltia spinulosa (Sprengel) Lessing			IR	3	7298
	Sonchus oleraceus L.			C RS		
	Stevia claussenii Schultz-Bipontinus ex Baker	C	C RS	CIRS	12	7314
	Stevia lundiana DC.			IR	4	9640
	Tagetes minuta L.			C RS	1	3321
	Trichocline catharinensis Cabrera			I	3	7297

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Asteraceae	Trixis praestans (Vellozo) Cabrera		C RS	C RS	3	7517
	Verbesina sp.1 - sp. nova? - 1 capítulo grande		RS	IRS	5	9784
	Verbesina sp.2 - vários capítulos	C R	C R	C R	3	7011
	Vernonia catharinensis Cabrera	CIRS	S	S	5	9589
	Vernonia discolor (Sprengel) Lessing	IRS			2	7971
	Vernonia florida Gardner	C R	C R	C RS	4	8093
	Vernonia hypochaeris DC. [=V. hipochlora]			RS	3	8828
	Vernonia nitidula Lessing	CI	CI	I	5	9000
	Vernonia puberula Lessing var. serrulata Hieronymus	CI			4	8429
	Vernonia quinqueflora Lessing	C	C		2	8048
	Vernonia scorpioides (Lamarck) Persoon			RS		
	Vernonia tweedieana Baker			RS	1	6571
Basellaceae	Anredera cordifolia (Tenore) Steenis			C RS	1	7081
Begoniaceae	Begonia angulata Vellozo	C	C	C	3	9515
	Begonia biguassuensis Brade	C	C	C	7	8871
	Begonia descoleana L.B. Smith & Schubert			I S	4	7076
	Begonia fischeri Schrank - rup Praia Grande				1	10006
	Begonia fruticosa (Klotzsch) A.L. DC.		C	C	2	9244
	Begonia isopterocarpa Irmscher			S	4	9830
	Begonia itatinensis Irmscher ex Brade	C	C	C	1	8323
	Begonia parvistipulata Irmscher	CIR	RS	C S	3	9486
	Begonia schenckii Irmscher	CIR	CI S	C S	14	7740
	Begonia cf. solitudinis Brade	CI	C		1	9226
	Begonia squamipes Irmscher	C R	C R	C R	4	8139
	Begonia sp. [cf. B. schenckii x B. biguassuensis]	C	C	C	3	9224
Berberidaceae	Berberis kleinii J.R. Mattos	IR	I	I	4	6297
	Berberis laurina Billberg	CIRS			2	4841
Bignoniaceae	Macfadyena unguis-cati (L.) A. Gentry (=Doxantha unguis-cati)			R	1	8561
	Pithecoctenium crucigerum (L.) A. Gentry (=P. echinatum)			R	1	9059
	Tabebuia alba (Chamisso) Sandwith	C R	C R	C RS	2	8580
	Tabebuia cf. heptaphylla (Vellozo) Toledo - só estéril			R		
	Urbanolophium dusenianum (Kraenzlin) Melchior - rup Morrinhos				1	9740
Boraginaceae	Moritzia dasyantha (Chamisso) Fresenius	IRS	RS	S	8	9004
Brassicaceae	Brassica sp.	I			3	8937
	Cardamine sp.	I			2	8862
Bromeliaceae	Aechmea kleinii Reitz	C		C	1	8480
	Aechmea recurvata (Klotzsch) L.B. Smith	CIRS		S	1	7934b
	Dyckia maritima Baker - rup. Praia Grande, SC - só estéril					
	Dyckia reitzii L.B. Smith		RS	CIRS	7	8285
	Tillandsia geminiflora Brongniart			RS	1	8542
	Tillandsia mallemontii Glaziou ex Mez			RS	1	10102
	Tillandsia montana Reitz	C		C S	2	8863
	Tillandsia stricta Solander ex Ker Gawler	RS		RS	1	8849
	Tillandsia usneoides (L.) L.			C R	1	10073
	Tillandsia sp. nova? [T. aff. araujei Mez (RJ)]	I	I	CIR	3	8355
	Vriesea flammea L.B. Smith			C RS	1	9635
	Vriesea friburgensis Mez			RS	1	9717
	Vriesea cf. gigantea Gaudichaud - não alcançada			R		
	Vriesea philippocoburgii Wawra	C R			1	9341
	Vriesea platynema Gaudichaud	S	RS	C RS	3	8623
	Vriesea rastrensis Leme	R	C	C	1	9288
Buddlejaceae	Buddleja cestriflora Chamisso	C RS	RS	C RS	6	6938
	Buddleja grandiflora Chamisso & Schlechtendal	I			6	6905
	Buddleja hatschbachii E.M. Norman & L.B. Smith - rup rio Canoas				1	8557
	Buddleja kleinii E.M. Norman & L.B. Smith	CIRS	CIR	CIR	5	8220
	Buddleja reitzii E.M. Norman & L.B. Smith	S			2	9867
Cactaceae	Brasilicactus graessneri (Schumann) Backeberg			CI S	1	8284
	Cereus hildmannianus Schumann - rupícola no RS, 600 m altit.					
	Notocactus/Parodia sp. - esbranq, esp macio 1-2cm, slide 30.4.97			S		

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Cactaceae	Rhipsalidopsis rosea (Lagerheim) Britton & Rose	CIRS			3	9153
	Rhipsalis houlletiana (Lemaire) Lemaire	IRS		RS	3	9152
	Rhipsalis penduliflora N.E. Brown			RS	2	8096
	Rhipsalis sulcata A.C. Weber ex Bois	RS		C RS	7	10042
	Rhipsalis sp. - flor pequena não apical			RS	1	10282
Campanulaceae	Lobelia hassleri Zahlbruckner	C			2	6933
	Siphocampylus betulifolius (Chamisso) G. Don	CIRS	C S	C RS	7	6998
	Siphocampylus fimbriatus Regel	CI			2	7474
	Siphocampylus verticillatus (Chamisso) G. Don	C			2	9615
	Wahlenbergia linarioides (Lamarck) DC.			C RS	1	9646
Caprifoliaceae	Lonicera japonica Thunberg - naturalizada		R			
	Sambucus australis Chamisso & Schlechtendal		R		1	4409
Caryophyllaceae	Arenaria groenlandica (Retzius) Sprengel			I	3	5907
	Arenaria lanuginosa (Michaux) Rohrbach			CIRS	3	6916
	Cerastium cf. brachypodum (Engelmann) B.L. Robinson			R	3	8190
	Cerastium dicrotrichum Fenzl ex Rohrbach	IR			1	10266
	Cerastium rivulare Cambessèdes	CIR		C	7	7015
	Paronychia chilensis DC.	R		C R	6	7150
	Spergula grandis Persoon			C R	2	7152
Cecropiaceae	Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini (=C. schottii)			RS	1	6573
Celastraceae	Maytenus boaria Molina	CIRS	R		9	8256
	Maytenus evonymoidis Reissek - só estéril	S	S			
Clethraceae	Clethra scabra Persoon	S			2	6923
	Clethra uleana Sleumer	CIRS	CIRS	CIRS	5	9097
Clusiaceae	Clusia parviflora (Saldanha) Engler			R	1	2911
	Hypericum brasiliense Choisy			C RS	12	9478
	Hypericum caprifoliatum Chamisso & Schlechtendal			IR	3	7974
	Hypericum rigidum Saint-Hilaire			C	2	9612
Commelinaceae	Tinantia erecta (Jacquin) Schlechtendal - rup Rio Canoas				2	7077
	Tradescantia anagallidea Seubert	I			3	7757
	Tradescantia blossfeldiana Mildbraed			R	1	10358
	Tradescantia aff. crassula Link & Otto	I		R	4	10357
	Tradescantia cf. crassula Link & Otto			I	1	9033
	Indet. - só estéril; bainha grande com alguns pêlos no ápice			S	1	10388
Convolvulaceae	Dichondra sericea Swartz			CIRS	3	8536
Cornaceae	Griselinia ruscifolia (Clos) Taubert	CIRS	CIRS	CIRS	3	6966
Cucurbitaceae	Cayaponia pilosa (Vellozo) Cogniaux	CIRS			5	6848
	Melothria cucumis Vellozo			RS	1	10322
Cunoniaceae	Lamanonia ternata Vellozo (=L. speciosa)	C R	C RS	C RS	1	7145
	Weinmannia humilis Engler	CIRS	CIRS	CIRS	5	6840
	Weinmannia paulliniifolia Pohl ex Seringe	RS		S	2	7394
Cyperaceae	Ascolepis brasiliensis (Kunth) Bentham ex C.B. Clarke			S	1	10330
	Bulbostylis capillaris (L.) Kunth ex C.B. Clarke			I S	3	9592
	Bulbostylis juncoides (Vahl) Kükenthal			I	5	9035
	Bulbostylis sp.			R	3	9457
	Carex albolutescens Schweinfurth			I	2	8858
	Carex brasiliensis Saint-Hilaire	CI			5	9403
	Carex catharinensis Boeckeler	I			2	8939
	Carex feddeana H. Pfeiffer (=C. bonariensis var. achalensis)	IR			2	9156
	Carex phalaroides Kunth	CI		IRS	11	8924
	Carex sellowiana Schlechtendal	CIRS		IR	5	9410
	Carex sororia Kunth			CI	4	9367
	Cyperus cf. andreanus Maury			C	1	9299
	Cyperus hermaphroditus (Jacquin) Standley			CIRS	4	9258
	Cyperus cf. tener (C.B. Clarke) Osten			R	3	9992
	Cyperus cf. virens Michaux/surinamensis Rottboell			C	3	9522
	Eleocharis radicans (Poiret) Kunth	R			1	9154
	Eleocharis squamigera Svenson	IRS			5	9151
	Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl (=F. diphylla)			C RS	1	9994

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Cyperaceae	Kyllinga brevifolia Rottboell (=Cyperus brevifolius)			C R	2	9993
	Kyllinga vaginata Lamarck (=Cyperus obtusatus)			IR	2	9354
	Lagenocarpus triquetrus (Boeckeler) Kuntze			C	6	9201
	Machaerina austrobrasiliensis M.T. Strong		I	CIRS	4	7925
	Rhynchospora biflora Boeckeler	IRS		IR	11	9144
	Rhynchospora cf. floribunda Boeckeler	C RS		I	4	7943
	Rhynchospora cf. glaziovii Boeckeler	RS			2	8140
	Rhynchospora polyantha Steudel	R		S	2	9441
	Rhynchospora aff. subtilis Boeckeler			I	1	9545
	Rhynchospora uniflora Boeckeler	C	C	C	3	9240
	Rhynchospora sp.	R			1	9443
	cf. Scirpus confervoides Poiret (=S. submersus?) - só estéril	R				
	Scleria hirtella Swartz			S	1	10323
	Scleria panicoides Kunth - rup em Praia Grande, SC				2	9788
Dioscoreaceae	Dioscorea demourae R. Knuth			R	2	8850
	Dioscorea polygonoides Humboldt & Bonpland in Willdenow			S	2	10283
	Dioscorea scabra Humboldt & Bonpland in Willdenow			RS	5	8566
	Dioscorea subhastata Vellozo	C	C	C	5	9915
Droseraceae	Drosera villosa Saint-Hilaire			C	2	5918
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense Reitz & L.B. Smith	I	I	I	6	9027
	Sloanea cf. lasiocoma Schumann	C			1	7138
Ericaceae	Gaultheria bradeana Sleumer			I	8	9427
	Gaultheria itatiaiae Wawra	I S	I S	I S	8	6955
	Gaultheria organensis Meissner		R	C R	3	5910
	Gaultheria ulei Sleumer		C	C	4	5935
	Gaylussacia angustifolia Chamisso	R			4	8804
	Gaylussacia brasiliensis (Sprengel) Meissner	CIRS	CIRS	CIRS	12	7544
	Gaylussacia pseudogaultheria Chamisso & Schlechtendal	S			3	7600
	Leucothoe niederleinii Sleumer [=Agarista minensis]	CIRS	CIRS	CIRS	12	8959
	Leucothoe nummularia (Chamisso & Schlechtendal) DC.	R			7	8795
Eriocaulaceae	Eriocaulon gomphrenoides Kunth	I			2	6999
	Paepalanthus caldensis Malme	R			2	10204
	Paepalanthus catharinae Ruhland	IRS		CI	7	9546
Erythroxylaceae	Erythroxylum cuneifolium (Martius) O.E. Schulz			R	1	9185
Euphorbiaceae	Acalypha gracilis Sprengel		I	CI S	5	9411
	Argythamnia phalacradenia J. Ingram (=Chiropetalum phalacraden.)	R	R		1	9698
	Argythamnia cf. tricocca (Vellozo) Müller Argoviensis	IR	I		4	7576
	Croton celtidifolius Baillon			RS	1	3403
	Croton erythroxyloides Baillon	I S	CIRS	CIRS	6	8188
	Croton migrans Casaretto	CIR	CIR	CIR	10	7372
	Croton pallidulus Baillon			I	6	8288
	Croton patrum L.B. Smith & R.J. Downs	I	I	I	5	7344
	Euphorbia hirtella Boissier			R	2	9689
	Euphorbia peperomioides Boissier			RS	2	7847
	Phyllanthus caroliniensis Walter ssp. guianensis (Klotzsch) Webster			S	2	10325
	Phyllanthus ramillosus Müller Argoviensis		I	I	4	6962
	Sapium glandulatum (Vellozo) Pax	C RS	C RS	C RS		
	Sebastiania sp. - só estéril			RS		
Fabaceae - Caes.	Senna oblongifolia (Vogel) Irwin & Barneby	C R	C R		1	9489
	Senna sp.			RS	1	10280
Fabaceae - Fab.	Adesmia reitziana Burkart		I	CI	5	6941
	Adesmia rocinhensis Burkart		S	S	2	7623
	Dalbergia frutescens (Vellozo) Britton (=D. variabilis)	C	C R	C R	2	8875
	Desmodium adscendens (Swartz) DC.			C S	1	4887
	Desmodium incanum DC.			RS	1	9997
	Desmodium uncinatum (Jacquin) DC.			S	2	7096
	Lonchocarpus sp. - só estéril		R	S		
	Machaerium stipitatum (DC.) Vogel		R	RS	1	9716
	Medicago aff. lupulina L. - mas glabra			C	1	7949

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Fabaceae - Fab.	Trifolium repens L. - naturalizada			C	1	2456
Fabaceae - Mim.	Calliandra tweediei Bentham - rup em Terra de Areia				1	9760
	Inga lentiscifolia Bentham	S			5	9066
	Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze			C R	1	6124
	Mimosa chaetosphaera Barneby - rup junto ao Rio Canoas				6	7092
	Mimosa pilulifera Bentham	I S	I S	S	24	7486
	Mimosa ramentacea Burkart		C	C	2	9613
	Mimosa ramosissima Bentham	I	I	I	4	8308
	Mimosa scabrella Bentham	CIRS	CIRS	CIRS	4	6870
	Mimosa taimbensis Burkart	CIRS	CIRS	CIRS	9	6992
	Mimosa sp. nova? [M. aff. macrocalyx M. Micheli]	I	I		2	10063
	Pithecellobium langsdorffii Bentham			RS	1	5548
Flacourtiaceae	Azara uruguayensis (Spegazzini) Sleumer	CIR			5	7470
	Casearia cf. sylvestris Swartz			R	1	1811
	Xylosma ciliatifolium/tweedieanum (Clos) Eichler	C			7	8477
Geraniaceae	Geranium arachnoideum Saint-Hilaire	R			2	8115
	Geranium sp. - 2 flores, pilosidade glandulosa			I	2	8345
	Viviania albiflora (Cambessèdes) Reiche (=V. montevidensis)	I			4	9021
	Viviania sp. (Linostigma petiolatum Klotzsch)	I			2	8403
Gesneriaceae	Nematanthus australis Chautems			C R	1	10386
	Nematanthus tessmanii (Hoehne) Chautems			R	1	4537
	Sinningia allagophylla (Martius) Wiehler (=Rechsteineria spicata)			IRS	3	9118
	Sinningia aff. douglasii (Lindley) Chautems - não alcançada			R		
	Sinningia elatior (Kunth) Chautems (=Rechsteineria stricta)		R	RS	3	10281
	Sinningia nivalis Chautems			C RS	2	8330
	Sinningia sp. - pedicelo longo e grosso, ov ínfero - aff. reitzii		R	R	1	8097
Grossulariaceae	Escallonia bifida Link & Otto	CIRS	CIRS	CIRS	16	9416
	Escallonia laevis (Vellozo) Sleumer	I	I	I	12	6820
	Escallonia petrophila Rambo & Sleumer	CIR	CIR	CIR	11	6943
	Escallonia cf. petrophila x E. bifida	I			2	6989
	Escallonia cf. petrophila x E. laevis	I	I		4	6988
Gunneraceae	Gunnera manicata Linden	CIRS	CIRS	CIRS	2	1850
Hippocrateaceae	cf. Peritassa calypsoides (Cambessèdes) A.C. Smith - só estéril		R			
Icacinaceae	Citronella gongonha (Martius) Howard	C	R		5	10098
	Citronella paniculata (Martius) Howard	CIR			4	8463
Iridaceae	Calydorea sp.			IR	1	9369
	Sisyrinchium vaginatum Sprengel	CIRS	S		2	9025
	Sisyrinchium aff. wettsteinii Handel-Mazzetti			I	1	8713
	Sisyrinchium sp.1 - amarela, isolada			C	1	9251
	Sisyrinchium sp.2 - roxa, isolada, folha larga			I	2	9049
	Sisyrinchium sp.3 - roxa, com espata, folha filiforme			I S	1	8716
Juncaceae	Juncus effusus L. (= J. leersii T. Marsson senso Barros)	R			4	9157
	Juncus microcephalus H.B.K.	R		C RS	6	9789
	Juncus tenuis Willdenow var. dichotomus (Elliott) Wood			C	2	9310
	Luzula campestris (L.) DC. var. ulei (Buchenau) Barros	CI	I	I	8	6295
Lamiaceae	Cunila angustifolia Bentham	R	R	C R	3	5932
	Glechon discolor Epling	CIRS	CIRS	CIRS	9	5888
	Hesperozygis myrtoides (Saint-Hilaire ex Bentham) Epling	CIR	CIR	CIR	8	7425
	Hyptis heterodon Epling			S	1	10335
	Hyptis sp. - rup Praia Grande, planta alta, 1,5-2m, não alcançada			R	1	
	Prunella vulgaris L. - naturalizada			CIRS	4	5366
	Salvia congestiflora Epling	S	C RS	C RS	6	7123
	Salvia melissiflora Bentham [=S. paranensis Dusén]	CI			13	5681
	Salvia sp. - C vermelha grande [S. aff. tenuiflora Epling]	I			2	6983
	Salvia sp. nova - C branca [S. aff. consimilis Epling]			C R	3	7134
	Scutellaria uliginosa Saint-Hilaire			S	1	9819
Lauraceae	Cinnamomum amoenum (Nees) Kostermans	C RS			5	9972
	Ocotea acutifolia (Nees) Mez	C R			2	9596
	Ocotea pulchella (Nees) Mez	CIRS	I		18	8409

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Lauraceae	cf. Persea alba Nees	C			1	10242
	Persea major (Nees) Kopp	CIRS			2	7473
Lentibulariaceae	Utricularia reniformis Saint-Hilaire		I	CIRS	4	7866
	Utricularia tricolor Saint-Hilaire			S	1	1939
	Utricularia tridentata Sylvén			C	6	5926
Liliaceae	Alstroemeria isabellana Herbert	I	I	I	2	6829
	Alstroemeria cf. sellowiana Seubert	S			3	7648
	Habranthus sp. - flor rosa			R	1	10165
	Hippeastrum sp. -2 flores vermelhas [Amaryllis psittacina Ker?]			IR	1	9408
	Hypoxis decumbens L.	RS		RS	1	7041
	Nothoscordum sp. - flor branca			IR	3	8385
	Zephyranthes flavissima Ravenna			IR	3	8526
Loasaceae	Cajophora scabra (Miers) Urban	R	I	R	3	9699
Loranthaceae	Struthanthus polyrhizus Martius	C			3	7402
	Struthanthus uraguensis (Hooker & Arnott) G. Don	CI			1	8020
Lythraceae	Cuphea calophylla Chamisso & Schlechtendal			RS	1	9195
	Cuphea carthagenensis (Jacquin) Macbride			S	3	9196
	Cuphea urbaniana Koehne	I			2	7680
	Cuphea varia Koehne ex Bacigalupi	IRS			4	7469
	Heimia myrtifolia Chamisso & Schlechtendal		R	RS	2	7706
Malvaceae	Abutilon cf. amoenum Schumann			C S	3	8618
	Abutilon megapotamicum Saint-Hilaire & Naudin - rup Terra Areia				4	8267
	Calyptrimalva catharinensis Krapovickas	I	CIR	CIR	5	8316
	Monteiroa aff. catharinensis Krapovickas	I			1	10264
	Monteiroa sp.	I			2	9385
	Pavonia sepium Saint-Hilaire			R	3	6118
	Pavonia sp.			I	4	7219
	Sida acuta N. Burman (=S. carpinifolia)			RS		
	Sida rhombifolia L.			C RS	3	200
Marcgraviaceae	Marcgravia polyantha Delpino			C R	1	4410
Mayacaceae	Mayaca sellowiana Kunth - só estéril			C		
Melastomataceae	Leandra barbinervis (Chamisso ex Triana) Cogniaux	C	C		6	8045
	Leandra catharinensis Cogniaux	C RS	R		21	8699
	Leandra erostrata (DC.) Cogniaux	IRS	R	R	4	7829
	Leandra humilis (Cogniaux) Wurdack	S	S		5	7619
	Leandra laevigata (Triana) Cogniaux	C	C	C	3	8870
	Leandra laxa Cogniaux	C RS	C	C	4	9249
	Leandra luctatoris Wurdack	IR			10	6844
	Leandra macropora (Triana) Cogniaux	CIRS	S	S	10	7631
	Leandra pallida Cogniaux	CIRS			16	6865
	Leandra planifilamentosa Brade [=L. kleinii]	C RS	S		14	9065
	Leandra cf. planifilamentosa x L. sublanata	S			8	10126
	Leandra quinquedentata (DC.) Cogniaux	CIRS	C		29	10016
	Leandra regnellii (Triana) Cogniaux	C S		S	4	1845
	Leandra reitzii Wurdack	C			2	7911
	Leandra cf. reitzii x L. quinquedentata	C	C		1	9227a
	Leandra riograndensis (Brade) Wurdack	CIRS	I S	C S	5	6895
	Leandra sublanata Cogniaux	C RS	C S		9	8228
	Leandra sulfurea (Naudin) Cogniaux	CIRS	S		18	7259
	Miconia cinerascens Miquel	C RS	C		1	6935
	Miconia ramboi Brade	CIRS	RS	RS	8	8895
	Miconia sp.	C			1	10379
	Tibouchina clinopodiifolia (DC.) Cogniaux			C S	4	4302
	Tibouchina dubia (Chamisso) Cogniaux	CIRS	CIRS	CIRS	8	4188
	Tibouchina herbacea (DC.) Cogniaux			S	3	10314
	Tibouchina hospita (DC.) Cogniaux	IRS	I	I	10	7347
	Tibouchina pilosa Cogniaux		C	C R	1	4403
	Tibouchina ramboi Brade	CIRS	CIRS	CIRS	8	6945
	Tibouchina sellowiana (Chamisso) Cogniaux	S	C S	C RS	7	8067

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Melastomataceae	Tibouchina cf. urbanii Cogniaux	R			2	9439
	Tibouchina versicolor (Lindley) Cogniaux			C	2	7021
Meliaceae	Cabralea canjerana (Vellozo) Martius - só estéril na MN	C			1	4535
Menispermaceae	Cissampelos pareira L. - rup rio Canoas				2	7714
Monimiaceae	Hennecartia aff. omphalandra Poisson		R		1	10247
Moraceae	Ficus sp. - epíf J MNS	S		RS	1	8544
Myrsinaceae	Myrsine coriacea (Swartz) R. Brown ex Roemer & Schultes	CIRS	R	R	10	8364
	Myrsine cf. umbellata Martius	C RS		S	7	8069
	Myrsine cf. wettsteinii (Mez) Otegui	CIRS	CIRS	C S	30	7437
Myrtaceae	Eugenia sclerocalyx Legrand	C			4	8897
	Eugenia uniflora L.			R	3	8703
	Eugenia uruguayensis Cambessèdes	IR			1	10273
	Gomidesia sellowiana Berg	C S	S	S	4	9846
	Hexachlamys itatiaiensis Mattos	CIR			5	8375
	Myrceugenia aff. acutiflora (Kiaerskou) Legrand & Kausel -C s/pêlos	IRS			8	7492
	Myrceugenia alpigena (DC.) Landrum (=leptorhyncha, catharinae)	CIRS	I S		28	7571
	Myrceugenia cucullata Legrand	IR	R		6	7658
	Myrceugenia euosma (Berg) Legrand	IRS			5	7556
	Myrceugenia gertii Landrum	S			1	10124
	Myrceugenia glaucescens (Cambessèdes) Legrand & Kausel	CIRS			8	10198
	Myrceugenia glaucescens x M. regnelliana	CIR			9	8925
	Myrceugenia myrcioides (Cambessèdes) Berg	CI			16	5367
	Myrceugenia oxysepala (Burret) Legrand & Kausel (=macrosepala)	CIRS			13	7209
	Myrceugenia pilotantha (Kiaerskou) Landrum (=ramboi, nothorufa)	CIRS			14	6898
	M. regnelliana (Berg) Legrand & Kausel (=M. ovata var. gracilis)	CIRS	I	I	29	6855
	Myrceugenia sp. nova [M. aff. smithii Landrum]	I	IR	I	7	7548
	Myrcia lajeana Legrand	C R	R		10	9112
	Myrcia obtecta (Berg) Kiaerskou	C RS			8	8893
	Myrcia oligantha Berg	C RS			8	7894
	Myrciaria floribunda (West ex Willdenow) Berg	CIRS			4	10352
	Myrrhinium atropurpureum Schott var. octandrum Bentham	CIR			5	7502
	Siphoneugena reitzii Legrand	CIRS	IRS	IRS	7	7382
Onagraceae	Epilobium hirtigerum A. Cunninghan			CIR	4	9504
	Fuchsia regia (Vellozo) Munz	CIRS	CIRS	CIRS	42	7774
	Oenothera parodiana Munz			R	15	8843
Orchidaceae	Cranichis candida (Barbosa Rodrigues) Cogniaux			S	1	10329
	cf. Cyclopogon sp. - só estéril	CI				
	Epidendrum densiflorum Lindley			C S	3	7371
	Epidendrum secundum Jacquin			C RS	2	7369
	Eulophia alta Fawcett & Rendle			S	1	9810
	Habenaria gustavi-edwallii Hoehne			IR	2	9453
	Habenaria montevidensis Sprengel			CI S	8	6957
	Habenaria cf. nemorosa Barbosa Rodrigues	R			1	10251
	Habenaria parviflora Lindley			C S	2	9266
	Habenaria cf. repens Nuttall			I	3	9200
	Habenaria rupicola Barbosa Rodrigues			C	4	7022
	Habenaria sp.	R			1	9970
	Isochilus linearis (Jacquin) R. Brown			R	1	8100
	Liparis vexillifera (La Llave & Lexarza) Cogniaux			I	3	9199
	Malaxis sp.	IR			1	9969
	Maxillaria picta Hooker			C R	2	8098
	Octomeria glazioviana Regel	S			1	10384
	Octomeria umbonulata Schlechter			R	1	10383
	Oncidium cf. hydrophilum Barbosa Rodrigues ?			S	1	7632
	Oncidium ottonis Schlechter	C			3	8644
	Oncidium pirarense Reichenbach f. [=O. montanum]			R	1	8805
	Pelexia bonariensis (Lindley) Schlechter			C R	3	9685
	Pelexia sp.			R	1	9466
	Pleurothallis sp.	I	I			

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Orchidaceae	Rodrigueziella gomesioides (Barbosa Rodrigues) Kuntze	C RS			2	7618
	Sophronitis coccinea (Lindley) Reichenbach f.	CIRS			5	8464
	Stenorrhynchos lanceolatus (Aublet) L.C. Richard (= S. australis)			I	1	8759
	Zygopetalum cf. mackayi Hooker			C	1	8864
Oxalidaceae	Oxalis cf. corniculata L. - exótica			RS	1	10359
	Oxalis geralensis Knuth		C R	C R	6	7914
	Oxalis linarantha Lourteig	I	R	R	5	8440
	Oxalis rupestris St.-Hil.			C RS	6	8089
	Oxalis tenerrima Kunth	I			4	6867
Passifloraceae	Passiflora cf. amethystina J.C. Mikan	R	R		1	10243
	Passiflora caerulea L.	CI	S		4	8562
	Passiflora campanulata Masters	C			2	9336
	Passiflora pertusa Vellozo (=P. organensis)			R	5	10355
Piperaceae	Peperomia alata Ruiz & Pavón			S	2	9761
	Peperomia blanda (Jacquin) Kunth - rup. Terra de Areia, 550m				1	9758
	Peperomia galioides Kunth			C RS	4	7088
	Peperomia ibiramana Yuncker - só estéril, peltada, aren/vulc			R		
	Peperomia mandonii C. DC. [SC, RS, Colômbia, Peru, Bolívia]	I			4	7001
	Peperomia pseudobcordata Yuncker	CIRS			9	6997
	Peperomia trineura Miquel	IR	I	IR	3	9479
	Piper xylosteoides (Kunth) Steudel	C RS	R	R	10	9627
Plantaginaceae	Plantago australis Lamarck ssp. hirtella (H.B.K.) Rahn	CI S	S	CIRS	5	6993
	Plantago commersoniana Decaisne ex Barneoud			R	2	7844
	Plantago tomentosa Lamarck ssp. tomentosa (=P. paralias)			I	2	9377
	Plantago turficola Rahn			I S	6	6823
	Plantago sp.1 [P. aff. australis?]			R	1	8183
	Plantago sp.2 [P. sp. nova? ou P. australis ssp. pretoana??]			C R	4	7143
Poaceae	Agrostis montevidensis Sprengel ex Nees	I		C	3	9554
	Amphibromus quadridentulus (Döll) Swallen	R			1	9155
	Andropogon lateralis Nees			R	2	9650
	Andropogon leucostachyus H.B.K.			C	1	9302
	Andropogon macrothrix Trinius			CIR	4	9548
	Aristida spegazzinii Arechavaleta			R	3	9704
	Aulonemia ulei (Hackel) McClure & L.B. Smith	RS	I	I	6	9461
	Axonopus compressoides Valls (inédita)			I	2	9043
	Axonopus compressus (Swartz) Beauvois			CI	4	9353
	Axonopus fissifolius (Raddi) Kuhlmann			C R	2	9928
	Axonopus siccus (Nees ex Trinius) Kuhlmann			R	2	9451
	Briza ambigua Hackel			C	3	9509
	Briza bidentata Rosengurtt, Arrillaga & Izaguirre - rup Rio Canoas				1	9330
	Briza calotheca (Trinius) Hackel			I S	4	9878
	Briza aff. calotheca (Trinius) Hackel			CI	2	9248
	Briza subaristata Lamarck			R	4	9984
	Briza uniolae (Nees) Nees ex Steudel			I	2	9051
	Bromus brachyanthera Döll var. brachyanthera	CIRS		I S	4	8756
	Calamagrostis longearistata (Weddell) Hackel ex Sodiro			C RS	15	8090
	Calamagrostis viridiflavescens (Poiret) Steudel			I S	3	9054
	Chloris radiata (L.) Swartz (=C. pycnothrix)			R	1	10104
	Chusquea leptophylla Nees	C	C		4	8235
	Chusquea mimosa McClure & L.B. Smith	CIRS	CIRS	CIRS	17	8395
	Chusquea sp.1 [aff. mimosa, mas bainha pilosa e folha + larga]	RS			2	8794
	Chusquea sp.2	I			3	7493
	Cortaderia selloana (Schultes & Schultes f.) Ascherson & Graebner	CIRS	CIRS	CIRS	1	8639
	Cortaderia vaginata Swallen			CI	2	10380
	Danthonia montana Döll - rup também em Praia Grande			CI	4	9046
	Deschampsia cf. flexuosa (L.) Trinius - pendente no Monte Negro			S	8	
	Digitaria ciliaris (Retzius) Koeler			C R	3	9309
	Eragrostis lugens Nees			I S	1	9593
	Eragrostis polytricha Nees			I	1	9363

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Poaceae	Eragrostis sp. - não alcançada			S		
	Eriochrysis cayennensis Beauvois			S	1	9791
	Festuca ulochaeta Steudel	CIRS		I S	10	6866
	Holcus lanatus L. - naturalizada			CIRS	2	9973
	Ichnanthus tenuis (C. Presl) Hitchcock & Chase	C			2	9255
	Imperata brasiliensis Trinius			C	1	9934
	cf. Leptocoryphium lanatum (H.B.K.) Nees			R	1	10109
	Melica brasiliana Arduino			I	1	9036
	Melica sarmentosa Nees		C S	RS	4	8738
	Melinis minutiflora Beauvois - naturalizada			R	1	10099
	cf. Merostachys sp.	C			1	10381
	Muhlenbergia schreberi J.F. Gmelin			RS	3	9677
	Oplismenus hirtellus (L.) Beauvois			RS	1	9999
	Panicum sabulorum Lamarck			CI S	4	9262
	Panicum cf. stigmosum Trinius	IR		R	5	10183
	Panicum superatum Hackel	I		I	3	9361
	Panicum sp.1	R	C R	R	3	9671
	Panicum sp.2	R		I	2	9434
	Paspalum barretoi Canto-Dorow, Valls & Longhi-Wagner			I	2	9041
	Paspalum dilatatum Poiret			C	2	9520
	Paspalum filifolium Nees ex Steudel			I	1	9423
	Paspalum inaequivalve Raddi			S	1	10321
	Paspalum mandiocanum Trinius			C	3	9532
	Paspalum cf. notatum Flügge - tb. rup. Praia Grande			CI	4	9041
	Paspalum paniculatum L.			C S	3	10291
	Paspalum polyphyllum Nees ex/in Trinius			C S	4	9523
	Paspalum urvillei Steudel - tb. rup. Praia Grande			C R	2	9703
	Pennisetum latifolium Sprengel	R	R	R	2	9694
	Piptochaetium montevidense (Sprengel) Parodi			I	2	9044
	Poa annua L.			C R	2	8191
	Poa bradei Pilger	CIRS	CI	I	3	10179
	Poa reitzii Swallen	R		C	3	9177
	Polypogon elongatus H.B.K. - rup também Praia Grande			C RS	7	9236
	Rhynchelytrum repens (Willdenow) Hubbard			RS	1	10108
	Schizachyrium gracilipes (Hackel) A. Camus			I	1	9552
	Schizachyrium imberbe (Hackel) A. Camus			I	1	9357
	Schizachyrium microstachyum (Desvaux ex Hamilton) Rosengurtt,					
	Arrillaga & Izaguirre			CIRS	3	9370
	Schizachyrium tenerum Nees			CIRS	5	9839
	Setaria parviflora (Poiret) Kerguélen (=S. geniculata)			CIRS	2	7797
	Setaria poiretiana (Schultes) Kunth			S	1	10319
	Setaria sp.			S	1	10320
	Sorghastrum nutans (L.) Nash			R	2	9658
	Sporobolus indicus (L.) R. Brown			CIRS	2	9684
	Stipa airoides E. Ekman			R	2	8539
	Stipa rhizomata A. Zanin & Longhi-Wagner			I	5	9052
	Stipa sellowiana Nees ex Trinius & Ruprecht			I	2	8975
Polygalaceae	Polygala brasiliensis L.			I	7	7459
	Polygala campestris Gardner	I S		CI	10	7758
	Polygala lancifolia Saint-Hilaire & Moquin			I	1	8279
	Polygala linoides Poiret			I	2	8715
	Polygala pulchella Saint-Hilaire & Moquin			IR	6	8835
	Polygala sp. - flor clara, caule meio alado, quase áfila			RS	3	8824
Polygonaceae	Rumex sp.			R		
Portulacaceae	Portulaca diegoi J.R. Mattos			I	2	8387
Primulaceae	Anagallis filiformis Chamisso & Schlechtendal			I	3	6824
Proteaceae	Euplassa nebularis Rambo & Sleumer (Praia Grande, SC; MN!?)				1	9804
	Roupala asplenioides Sleumer [PR-RS, +Mato Grosso?]	CIR	CIR	IR	4	8134
	Roupala rhombifolia Martius ex Meissner [MG-RS, +PA?]	C R	C R	R	9	9137

continua

Tabela 2.5 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Proteaceae	Roupala sp. - folha composta, só estéril			S		
Ranunculaceae	Anemone decapetala Arduino			I	4	9168
	Anemone sellowii Pritzel	C			1	8420
	Clematis montevidensis Sprengel (=C. denticulata)	I	R		2	7692
	Ranunculus bonariensis Poiret var. januarii Urban (=catharinensis?)	CIR	I	I	9	8250
Rhamnaceae	Colletia exserta Klotzsch ex Reissek - [=C. spinosissima Gmel.??]	R	R	R	5	9948
	Rhamnus sphaerosperma Swartz	CIRS			3	7340
Rosaceae	Acaena eupatoria Chamisso & Schlechtendal [só Schlecht., cf. IK]	IRS		CIRS	1	10289
	Duchesnea indica (Andrews) Focke - naturalizada	I	R		2	8386
	Margyricarpus pinnatus (Lamarck) Kuntze			IR	1	7273
	Prunus sellowii Koehne	CIRS		R	5	7929
	Prunus cf. subcoriacea (Chodat & Hassler) Koehne	RS			8	8112
	Rubus rosifolius J.E. Smith - naturalizada			C R	1	564
	Rubus sellowii Chamisso & Schlechtendal	CIRS		I	1	7472
Rubiaceae	Coccocypselum lanceolatum (Ruiz & Pavón) Persoon			C	1	8877
	Coccocypselum reitzii L.B. Smith & R.J. Downs	CIRS	CIRS	CIRS	4	9402
	Galianthe hispidula (A. Richard ex DC.) E.L. Cabral & Bacigalupo			RS	3	9473
	Galianthe reitzii E.L. Cabral & Bacigalupo (=Borreria peruviana					
	senso Smith & Downs)		C	CIR	9	6814
	Galianthe verbenoides (Chamisso & Schlechtendal) Grisebach		S	S	1	9845
	Galianthe aff. verbenoides (Chamisso & Schlechtendal) Grisebach	C	C	C	2	7012
	Galium sp. [Relbunium cf. humilioides Porto & Ehrendorfer]			CI	6	8352
	Galium hypocarpium (L.) Endlicher ex Grisebach	CIRS		CIRS	14	6831
	Galium sp. [Relbunium cf. longipedunculatum Mariath & Ehrendorfer]			I	3	6965
	Galium megapotamicum Sprengel			R	5	7860
	Galium sellowianum (Chamisso) Walpers			IRS	6	7255
	Galium sp.1 - trepadeira pequena, "glabra", fr. vermelho	CIRS			12	7877
	Galium sp.2 - pêlos retrorsos			I	6	6977
	Hindsia sp. nova [H. aff. glabra Schumann]	C	C	C	4	8470
	Manettia pubescens Chamisso & Schlechtendal - C vermelha		RS	RS	2	9700
	Manettia cf. verticillata Wernham - C branca	CIR	C R	R	5	9485
	Richardia humistrata (Chamisso & Schlechtendal) Steudel			RS	2	9676
	Rudgea parquioides (Chamisso) Müller Argoviensis	C RS	C	C	4	8896
Rutaceae	Zanthoxylum kleinii (Cowan) P.G. Waterman		R		2	9688
	Zanthoxylum rhoifolium Lamarck		R	RS	2	8641
Santalaceae	Arjona megapotamica Malme			IRS	3	8807
Sapindaceae	Allophylus edulis (Saint-Hilaire) Radlkofer	R	C	R	1	8325
Sapotaceae	Chrysophyllum marginatum (Hooker & Arnott) Radlkofer var.					
	salicifolium Reitz [deve ser elevada ao nível de espécie]	C R			2	10347
Scrophulariaceae	Agalinis cf. communis (Chamisso & Schlechtendal) D'Arcy			S	3	9499
	Agalinis sp. [Index Kewensis supl. 18 grafa Agalanis!??]			R	2	9657
	Esterhazya splendida J.C. Mikan			C RS	3	7144
	Gratiola peruviana L.	IR			2	7753
	Mecardonia procumbens (Mil.) Small [Hatschbach 61242, FLOR,					
	rupícola em Praia Grande, SC, =M. tenella da FIC]					
	Veronica sp.			R	2	8086
Smilacaceae	Smilax sp.	C	C		1	9606
Solanaceae	Brunfelsia cf. pauciflora (Chamisso & Schlechtendal) Bentham		R		1	9087
	Cyphomandra mortoniana L.B. Smith & R.J. Downs	CIRS	RS	RS	8	8677
	Markea longipes (Sendtner) Cuatrecasas			S	1	3961
	Nicotiana forgetiana Hort. ex Hemsley		I	CIRS	3	3014
	Nicotiana langsdorffii Weinmann			I	4	9368
	Petunia sellowiana Sendtner			IRS	18	4002
	Petunia sendtneriana R.E. Fries	R			2	8782
	Petunia serrulata L.B. Smith & R.J. Downs			R	2	8523
	Physalis neesiana Sendtner			R	2	8103
	Solanum aculeatissimum Jacquin (=S. reflexum)	CIRS			4	6901
	Solanum alatirameum Bitter	R			1	10246
	Solanum americanum Miller			S	4	10317

continua

Tabela 2.5 - conclusão

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	Tr	VR	N	DBF
Solanaceae	Solanum bistellatum L.B. Smith & R.J. Downs	S	S	S	2	10336
	Solanum canoasense L.B. Smith & R.J. Downs	CI			11	7780
	Solanum inodorum Vellozo	CIRS			7	8832
	Solanum laxum Sprengel (=S. boerhaviifolium, =S. jasminoides)	CIRS			5	8313
	Solanum cf. mauritianum Scopoli (~S. erianthum)	C	RS	S	2	8607
	Solanum megalochiton Martius	C			4	7920
	Solanum nigrescens M. Martens & Galeotti (= S. maioranthum)	CIRS	R	RS	10	7827
	Solanum paranense Dusén	CIRS			8	8690
	Solanum pseudocapsicum L. (=S. diflorum)	I			2	6861
	Solanum pseudoquina Saint-Hilaire (=S. inaequale)	C	R	RS	5	8643
	Solanum ramulosum Sendtner	C	R		7	6904
	Solanum sanctae-catharinae Dunal	CIRS		R	7	6854
	Solanum trachytrichium Bitter			S	4	10315
	Solanum variabile Martius	C S	S	S	4	7525
	Solanum aff. wacketii Witasek [S. aparadense inéd - DBF 6900]	CI	I		6	7161
Styracaceae	Styrax leprosus Hooker & Arnott	CIR	R		6	7717
Symplocaceae	Symplocos pentandra (Mattos) Occhioni	CIRS	I		4	8341
	Symplocos aff. pentandra (Mattos) Occhioni	CIRS			7	8382
	Symplocos tetrandra Martius ex Miquel	IR			29	10207
	Symplocos uniflora (Pohl) Bentham	R			1	9968
	Symplocos sp. [aff. tenuifolia Brand, bem diferente; filete piloso]	CI	C		7	8661
Theaceae	Gordonia acutifolia (Wawra) H. Keng	C	C	R	6	8462
Tiliaceae	Luehea divaricata Martius & Zuccarini			RS	1	6426
	Triumfetta sp.			R	1	10353
Urticaceae	Boehmeria caudata Swartz			C RS	1	3404
	Phenax organensis Glaziou	RS	C	C R	6	3009
	Phenax uliginosus Weddell			RS	3	3364
	Pilea cf. aparadensis Brack			C S	3	7010
	Pilea flammula Brack	I		C	2	5939
	Pilea hilariana Weddell	C	C	C R	7	7113
	Pilea hydra Brack - rup Maquiné, RS, 500 m				2	6060
	Pilea pubescens Liebmann			C	3	4331
	Pilea ulei Killip	IR		C R	4	9176
	Urtica sp. - folha cordada na base, até 10 cm compr	I			1	8768
Valerianaceae	Valeriana catharinensis Graebner	CIRS	IR	I S	9	8494
	Valeriana reitziana Borsini			RS	2	9127
	Valeriana scandens Loefling ex L.	CIR	R	C R	5	5938
	Valeriana tajuvensis Sobral - rup Praia Grande, SC, e RS				1	9797
	Valeriana ulei Graebner	I	I	CIR	11	7139
Verbenaceae	Citharexylum solanaceum Chamisso	R	R		3	9068
	Lantana megapotamica (Sprengel) Troncoso		R	CIRS	2	8081
	Stachytarpheta cayennensis (L.C. Richard) Vahl			RS	1	9189
	Verbena cf. dissecta Willdenow ex Sprengel			I	2	8243
	Verbena cf. hirta Sprengel	CI	I	I	3	9020
	Verbena lobata Vellozo			C R	2	9619
	Verbena sp.1	CI	C		2	8977
	Verbena sp.2	I			2	8932
	Verbena sp.3			R	3	9947
	Verbena sp.4 - tb. rup. na Serra do Faxinal, Praia Grande, SC		I	IRS	3	9786
	Verbenoxylum reitzii (Moldenke) Troncoso		C S	C RS	3	8627
Violaceae	Hybanthus parviflorus (Mutis ex L.f.) Baillon			CI	5	8290
	Viola cf. cerasifolia Saint-Hilaire - pec. alado, planta maior	C			4	8589
	Viola cf. subdimidiata Saint-Hilaire - planta menor	IRS		CI S	5	9171
Vitaceae	Cissus striata Ruiz & Pavón	CIR		RS	2	10092
	Cissus verticillata (L.) Nicolson & C.E. Jarvis (=C. sicyoides)			C	3	9305
Xyridaceae	Xyris jupicai L.C. Richard			S	1	10333
	Xyris stenophylla Alb. Nilsson			S	1	10332
Winteraceae	Drimys angustifolia Miers	CIRS	CIRS	S	8	8445

capítulo 3 – Aspectos da vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral catarinense

Daniel de Barcellos Falkenberg & George John Shepherd

3.1. Introdução 94
3.2. Métodos 97
3.3. Considerações sobre o conceito de rupícola e termos afins 98
3.4. Classificações da vegetação rupícola 101
3.5. Aspectos florísticos e de riqueza e abundância 102
3.6. Algumas observações fitofisionômicas e ecológicas 118
3.7. Aspectos da dinâmica da vegetação rupícola 128
3.7.1. Aspectos sucessionais 128
3.7.2. Considerações sobre a "teoria dos refúgios" 131
3.7.3. Considerações sobre populações 133
3.8. Interações positivas, construtores do ecossistema e facilitação 135
3.9. Comparação florística entre os substratos vulcânico e arenítico 141
3.10. Endemismo e aspectos de distribuição geográfica 144
3.11. Aspectos da conservação 149
3.12. Considerações finais 153
3.13. Bibliografia citada 154

3.1. Introdução

Os Aparados da Serra Geral localizam-se na metade sul de SC e no extremo nordeste do RS; correspondem aos contrafortes da Serra Geral no extremo leste dela, onde termina o Planalto Sul-Brasileiro e as altitudes caem de 1000-1800 m no topo da Serra Geral, para 200-800 m, no sopé dela, resultando em desníveis altitudinais de até 1000 m. É uma região com escarpas e paredões rochosos quase verticais (daí o nome "Aparados") ou encostas muito declivosas, que estendem-se ao longo de uma estreita faixa, com orientação NE-SW, que inclui todas as maiores altitudes do RS e de SC; seus limites latitudinais distam 185 km em linha reta e situam-se entre 27°48' e 29°21'S, e os longitudinais estão entre 49°15' e 50°10'W. A vegetação rupícola (**VR**) encontrada nesta região será abordada neste capítulo, com maior destaque para os seus aspectos florísticos.

A maior parte do Brasil foi ocupada até recentemente por vegetação florestal úmida (matas amazônica e atlântica), juntamente com formações lenhosas de áreas em geral menos úmidas (cerrado, cf. Eiten 1994, Ratter *et alii* 1997, Mendonça *et alii* 1998, Ribeiro & Walter 1998, Castro *et alii* 1999, Silva & Bates 2002; e matas de planalto senso Leitão Filho 1987, Salis *et alii* 1995) ou até semi-áridas (caatinga; Andrade-Lima 1981, Fernandes 1999), representando 80-90% da vegetação original do país antes da colonização européia. Cerrado e caatinga nem sempre apresentam uma cobertura lenhosa densa, do mesmo modo que a restinga, que especialmente em áreas mais próximas do oceano pode ter uma cobertura vegetal esparsa ou apenas herbácea. Porém, estas vegetações, em função da grande superfície ocupada ou da facilidade de acesso para coletas ou da recente percepção da iminência de sua destruição ou de uma inata valorização humana das estruturas de maior porte, têm sido relativamente bem mais estudadas no nosso país, especialmente os cerrados (Ribeiro & Walter 1998, Castro *et alii* 1999) e as matas.

Outros tipos vegetacionais de porte em geral mais reduzido, com superfícies comparativamente mais restritas (campos) e/ou quase sempre com menor acessibilidade (vegetação aquática e rupícola), têm sido relegados a um plano secundário, o que não é muito justificável. Mori (1989) é um dos poucos a considerar os afloramentos ("outcrops") graníticos como um dos **tipos vegetacionais** do Brasil. Na América do Norte, as comunidades com menor área geográfica têm sido bem mais valorizadas e estudadas (ver Keddy 2001). Em nosso país, o estudo destas "comunidades abertas" (assim denominadas por permitirem a chegada de toda ou da maior parte da radiação solar direta até bem próximo do nível do solo, da água ou rocha, sentido usado por Marks 1983, por exemplo; não no sentido adotado por Schluter & Ricklefs 1993:3 e Ricklefs 1996:335, como sinônimo do conceito "gleasoniano" de comunidade) tem sido direcionado para o seu

aproveitamento como pastagem (no caso dos campos sul-brasileiros) ou tem priorizado os campos rupestres do sudeste, onde muitas espécies novas e outras importantes informações científicas foram descobertas. Assim, a vegetação aquática e o restante das VRs, que quase sempre ocupam os extremos dos gradientes hídricos regionais, parecem ser as formações vegetacionais brasileiras menos abordadas até hoje, o que também é válido para o sul do Brasil.

Nas últimas duas décadas, vários trabalhos foram desenvolvidos com a vegetação aquática do RS, por Bruno Irgang e colaboradores, culminando com sua tese (Irgang 1999), e também do PR (por Armando Cervi e colaboradores, na UFPR), suprindo pelo menos parcialmente as principais informações necessárias nesta área. No entanto, para a VR, a situação certamente é bem pior e o nível de conhecimento é muito inferior, especialmente em SC, já que, durante os últimos anos, ainda foram feitos alguns trabalhos especificamente com este tipo de vegetação no RS (como Fernandes & Baptista 1988, 1999; Fernandes 1990; Larocca 1998; Waldemar 1998) ou incluindo-o em estudo mais amplo, como Bolòs *et alii* (1991) e Santos & Hatschbach (1998) no PR, o que parece indicar uma possível e necessária tendência de ampliação das pesquisas, pelo menos no RS e no PR, neste tipo de vegetação tão pouco valorizado. A seguir, apresentaremos uma breve síntese de cada um destes trabalhos e eventualmente alguns comentários sobre aspectos deles.

Fernandes & Baptista (1988) citam 71 espécies num trabalho preliminar sobre a flora rupícola de 2 morros areníticos perto de Porto Alegre, finalizado em Fernandes (1990), com 106 espécies vasculares, tendo analisado também as formas de vida, distribuição geográfica e aspectos do ambiente e da ocorrência de cada espécie, empregando técnicas e material de alpinismo para atingir locais de mais difícil acesso.

Larocca (1998) estudou 11 espécies e 5 gêneros de Cactaceae nas escarpas da encosta meridional da Serra Geral, concluindo que é "inquestionável o caráter relictual da flora cactácea nos paredões rochosos da Serra Geral" e que o alto nível de endemismo (49%) da família no RS "realça sua posição como um dos mais importantes componentes da flora legitimamente autóctone" deste estado, tendo usado, quando necessário, técnica e material de rapel. Porém, as deficiências do seu tratamento taxonômico, principalmente em questões nomenclaturais e na falta de padrão das descrições, acabaram desmerecendo sua intenção de tornar a VR e as "floras semi-áridas" mais conhecidas e melhor conservadas.

Waldemar (1998) encontrou 103 espécies vasculares na VR heliófila de Itapuã, onde reconheceu 5 "distintas comunidades vegetais", tendo analisado o processo sucessional da "comunidade de ilhas de vegetação", disparadamente a mais rica delas, com 90 espécies vasculares; não empregou técnicas de alpinismo, pois selecionou locais de fácil acesso; sua pequena preocupação com a grafia correta dos táxons chega a dificultar o reconhecimento de alguns nomes científicos dos táxons encontrados por ele. Em um morro granítico similar, Fleig & Medeiros Filho (1990) fizeram um levantamento dos 77 gêneros de liquens, incluindo pelo menos 31 com organismos "saxícolas".

Fernandes & Baptista (1999) citam 119 espécies rupestres ou "para-rupestres" encontradas em 8 tipos de habitats de uma área de relevos testemunhos do tipo "inselbergs" na Serra do Sudeste sul-rio-grandense; "**inselberg**" é um termo usado para grandes blocos rochosos relativamente isolados (ou insulares) "em meio a uma paisagem plana, resultantes da erosão de antigos maciços montanhosos mais extensos" (Carneiro *et alii* 2002). Inexistindo palavra semelhante em nosso idioma, vamos considerá-la um estrangeirismo necessário e a partir daqui vamos grafá-la sem aspas. Do ponto de vista geológico, os aspectos conceituais, morfológicos, evolutivos e sobre a gênese e classificação dos inselbergs são abordados por Bigarella *et alii* (1994:351-90); do ponto de vista vegetacional e ecológico, a mais ampla abordagem é a de Porembski & Barthlott (2000a).

Bolòs *et alii* (1991) mostram inventários (p.104, 123-7) realizados em várias comunidades rupícolas do estado do Paraná, concluindo (p.150-1) pela existência de uma íntima relação entre as comunidades epifíticas e as rupícolas, sendo que estas últimas foram divididas em casmofíticas (ou fissurícolas) e comofíticas, as primeiras formadas por plantas que ocupam fissuras estreitas da rocha, pouco observadas e aparentemente pobres em espécies, formadas especialmente por pteridófitas de pequeno tamanho, e as segundas formadas por plantas que ocupam fissuras largas, com algum solo, formando vegetação bastante desenvolvida e com flora e estrutura muito semelhantes à vegetação epifítica. São registradas 15 espécies comuns à VR e à epifítica, 20 exclusivamente epifíticas e 13 exclusivamente rupícolas, além de cerca de 10 outras espécies encontradas como rupícolas nos inventários mas não incluídas na lista final (p.150-1), e os autores acreditam que uma ampliação da amostragem aumentará o grupo de espécies em comum aos 2 tipos

de habitat; algumas associações rupícolas são denominadas e caracterizadas (p.160-1), dentro da classe *Polypodio squamulosi-Tillandsietea usneoidis*.

Santos & Hatschbach (1998) estudaram a vegetação rupícola encontrada junto com floresta nebular e campos graminosos de altitude numa serra paranaense, encontrando um total de 248 espécies de angiospermas entre 1100 e 1550 m de altitude, nos 3 tipos de comunidade.

Para os Aparados, Rambo (1949:122-4) comenta brevemente sobre cada uma de 9 espécies da flora rupestre de "manchas de rochedo descoberto", enquanto Rambo (1956a) cita 25 espécies como pertencentes à "vegetação rupestre", entre as 742 fanerógamas da região, e Baptista *et alii* (1979) mencionam 23 espécies para o mesmo tipo de vegetação no Parque Nacional de Aparados da Serra, entre as 609 espécies vasculares listadas. Nestes 2 últimos trabalhos, o conceito adotado de rupícola foi o mesmo e incluiu plantas dos paredões e também de "numerosas manchas expostas de rocha no campo", além das encontradas nos rochedos das cascatas, e nenhuma espécie foi considerada em comum entre a "vegetação rupestre" e a matinha nebular (**MN**).

A **conceituação** de rupícola (ver também seção 3.3) foi relativamente variável de trabalho para trabalho, bem como a ênfase de cada autor. Fernandes (1990) concentrou-se nos paredões e topos dos morros, com observações eventuais em rochas do interior das matas dos taludes (este tipo de rocha tinha sido excluído em Fernandes & Baptista 1988), registrando "as espécies encontradas vivendo diretamente sobre a rocha exposta ou nas fendas da rocha", com luminosidade variável, embora tenha incluído também vegetação arbustiva (com escassas arvoretas) de lugares rochosos com maior acumulação de solo e serapilheira, neste caso sempre com muita luminosidade. Waldemar (1998) fixou-se na flora heliófila e incluiu também locais com solos de certa profundidade, desde que acumulados e formados sobre afloramento rochoso e totalmente cercados ("ilhas de solo") por rocha. Larocca (1998) restringiu-se aos "afloramentos rochosos abruptos (paredões) e expostos (isto é, localizados afastados de formações vegetais arbustivo/arbóreas que impedissem o recebimento de radiação solar intensa)". Rambo (1956a:268) comentou sobre as "porções rupestres, com seus dois dedos de terra preta", certamente referindo-se ao que chamou "prado rupestre seco", mas também incluiu os "rochedos inundados ou inundáveis das cascatas" (p.265) na sua conceituação de "vegetação rupestre".

Em Santa Catarina, podemos mencionar somente os trabalhos de Queiroz (1994), que refere um total de 41 espécies para o que chamou de 3 agrupamentos da VR, amostrada em apenas 8 "relevés" e 3 locais na Ilha de Santa Catarina, e Folchini & Queiroz (1994), que concluem pela grande similaridade da VR estudada com a epifítica da mata atlântica e com a vegetação da restinga. A vegetação rupícola/rupestre ou de rochas é mencionada no Plano de Coleção da Flora Ilustrada Catarinense em apenas 3 das 180 estações de coleta, sendo duas litorâneas e uma no Rio Canoas (Reitz 1965), todas bem distantes dos Aparados. Reitz (1965) instalou e brevemente descreveu 6 estações de coleta na região dos Aparados, mas não mencionou coletas na VR ou sequer a existência dela para qualquer uma destas 6 estações.

No restante do Brasil, exclusivos ou explícitos sobre a VR, podemos mencionar os trabalhos de Carauta & Oliveira (1982), Miranda & Oliveira (1983), Silva *et alii* (1984), Alves & Kolbek (1993), Carneiro *et alii* (2002), e destacar Camargo (1987) e Meirelles (1990). Camargo encontrou 73 espécies em 12 famílias, em diferentes substratos, dos quais o calcário mostrou-se o mais diferenciado em termos de flora pteridofítica, com apenas duas de suas espécies ocorrendo também em outros tipos de rochas. Meirelles (1990) estudou a composição florística (104 espécies no total) e a estrutura de várias áreas e as adaptações provavelmente relacionadas ao ambiente rupestre, fazendo interpretações sobre o processo sucessional na vegetação em "ilhas de solo", que seguiria o modelo clássico de "substituição", com as primeiras espécies colonizadoras contribuindo para o acúmulo de solo sobre a rocha e criando condições microclimáticas favoráveis à instalação das espécies que as substituem a seguir.

A pequena quantidade de trabalhos encontrados sobre a VR no restante do Brasil, ainda que não tenhamos feito uma busca exaustiva a eles, parece mostrar que a região sul possui, por mais reduzido que seja, um conjunto de informações maior que as outras regiões brasileiras, e isto não parece decorrer apenas de uma possível, mas improvável, maior participação das formações rochosas nas paisagens regionais, já que todas as outras 4 grandes regiões brasileiras também possuem afloramentos rochosos muito destacados e conhecidos nacionalmente, e alguns até registrados e ilustrados por Martius já no início do século 19 (como mostram as figuras 19, 20, 46, 50, 53, 57 e 59 de Martius 1996), mas ainda muito pouco explorados florística e vegetacionalmente.

Todos os trabalhos tratados nesta introdução referem-se a floras rupícolas que aparentemente não (ou por muito pouco) ultrapassam uma centena de espécies vasculares, e que certamente poderiam ser caracterizadas como floras relativamente pobres ou pouco diversificadas, conclusão a que se chega também consultando a grande maioria dos trabalhos realizados em VR em outros países ou continentes (seção 3.5). Foi com uma expectativa de encontrar algo semelhante que começamos a trabalhar na VR dos Aparados.

Este capítulo apresenta um levantamento florístico da VR das 4 áreas amostradas, estimando a abundância de cada espécie nestas áreas, e descreve alguns aspectos ecológicos mais evidentes desta vegetação, quase totalmente ignorada até o momento e, devido a isto, apresentando sérias dificuldades para a identificação de suas espécies e enorme deficiência de informações auto-ecológicas sobre elas, além da quase inexistência de trabalhos sobre a VR em outras regiões brasileiras que pudessem ser usados para inferências. Assim, da mesma forma que Fernandes (1990:13), pretendemos obter informações significativas sobre a VR e o comportamento das suas espécies, mesmo sem realizar um estudo fitossociológico formal. Como os organismos direcionam muitos processos ecológicos, e cada espécie diferencia-se das demais no seu conjunto de características, a composição florística desempenha um papel fundamental na dinâmica de nutrientes, bem como na produtividade primária e estabilidade dos ecossistemas (Tilman 1999).

3.2. Métodos

A utilização de estações de coleta, dentro de um plano para o levantamento completo de uma flora, já adotada por Rambo (1956a) e repetida por Reitz (1965), foi seguida também em nosso trabalho. Estabelecemos 4 estações ou áreas de amostragem florística: na Serra do Corvo Branco (municípios de Urubici e Grão Pará), no Morro da Igreja (Urubici), na Serra do Rio do Rastro (Bom Jardim da Serra e Lauro Müller) e na Serra da Rocinha (São José dos Ausentes, RS, e Timbé do Sul, SC), as 3 primeiras em SC e a última na divisa SC/RS (ver detalhes das áreas no cap. 2). Elas foram mensalmente percorridas e fotografadas durante pelo menos um ano, tendo-se obtido centenas de slides de espécies e dos principais aspectos da VR e coletado cerca de 1500 amostras de plantas vasculares rupícolas, a grande maioria com várias duplicatas. Sobre o conceito de rupícola adotado, ver a próxima seção.

O material vegetal foi herborizado e sofreu secagem em estufa a 60°C, sendo incorporado ao Herbário FLOR, do Departamento de Botânica da UFSC, onde foi identificado, com auxílio de estereomicroscópio e bibliografia taxonômica, além de comparação com exsicatas dos Herbários FLOR, HBR, ICN, PEL, MBM, HAS, UEC (onde se encontra um conjunto de duplicatas de nossas coletas) e PACA. As famílias e os gêneros de pteridófitas foram adotados conforme Tryon & Tryon (1982), e as famílias de angiospermas foram circunscritas de acordo com Cronquist (1981), exceto Fabaceae, considerada em seu senso mais amplo, incluindo Mimosaceae e Caesalpiniaceae. Maiores detalhes podem ser encontrados no capítulo 2.

Foram adotados 2 critérios (número de locais de ocorrência e número de indivíduos adultos observados) para a classificação das espécies em 5 classes de abundância (aqui tomada no sentido de Kent & Coker 1998:45-50, e não como sinônimo de densidade, sentido adotado por Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:67, Krebs 1989:11), correspondendo à escala **acors** (a=abundante, c=comum, etc.), adaptada a partir da escala ACFOR de Kent & Coker (1998:45) e apresentada da menor para a maior abundância: super-rara ou raríssima ou quase ausente ou muito rara (**s**, representada por ou 1-3 indivíduos ou em apenas 1 local), **rara** (**r**, com 4-10 indivíduos e no mínimo em 2 locais), **o**casional (**o**, com 11-24 indivíduos e no mínimo em 3 locais), **c**omum (**c**, com 25-50 indivíduos e no mínimo em 4 locais) e **a**bundante (**a**, com mais de 50 indivíduos e no mínimo em 5 locais), considerando apenas locais da VR.

Esta classificação busca integrar dois aspectos básicos, o tamanho da população de cada espécie e a sua distribuição espacial, sendo este último critério predominante em relação ao primeiro nas classes **acor** quando os 2 valores de cada espécie indicassem classes diferentes. Os limites e a amplitude de cada classe são bem inferiores aos da classificação das espécies da MN (cap. 4), em virtude da superfície muito menor que foi explorada da VR em cada área e da densidade relativamente pequena desta VR. A precisão desta classificação não é a mesma para todas as espécies, sendo provavelmente menor para as mais raras ou menos observadas, e também há problemas devido à subjetividade envolvida na aplicação do critério número de locais, já que é arbitrário estipular o que é "um local" e onde ele termina e inicia-se um outro local, mas acreditamos que tal classificação permite termos de comparação importantes, no nível semiquantitativo (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:60, Valentin 2000:21) a que ela se propõe. A área de um "local" foi proporcional ao tamanho dos indivíduos de cada espécie considerada, correspondendo a cerca de 30-40

vezes o tamanho de um indivíduo adulto. As espécies (ou sua abundância em alguma área) sem uma estimativa confiável foram indicadas com **?**, que representaram entre 8 e 19% das espécies de cada área.

As formas de vida ou de crescimento (senso Shmida & Burgess 1988) seguem uma categorização mais simples que o sistema de Raunkiaer, e comprovadamente de grande valor prático (Körner 1993). Há alguma sobreposição entre os tipos de hábitos que adotamos (ver cap. 4, seção 4.2), mas muito pior e mais preocupante é a inexistência de um sistema de classificação das formas de vida amplamente aceito e a pequena utilidade do de Raunkiaer para a vegetação tropical (Ewel & Bigelow 1996). Porém, alguns critérios do sistema de Raunkiaer provavelmente teriam utilidade para os ambientes rupestres dos Aparados, além de tal sistema ter sido usado na VR por Phillips (1982), Alves & Kolbek (1993), Escudero (1996), Porembski & Barthlott (1997), Krieger *et alii* (2000), Fernandes (1990), Meirelles (1990) e Waldemar (1998), sendo que os 3 últimos o usaram na forma modificada e aperfeiçoada por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Para trabalhos futuros nas VRs, é necessário reavaliar a utilidade destes sistemas de formas de vida e talvez fundi-los num único e mais informativo, ou mesmo encontrar algum sistema mais adequado (ver, por exemplo, Barkman 1988, embora explicitamente ele exclua plantas rupícolas, mas sua revisão histórica é boa).

3.3. Considerações sobre o conceito de rupícola e termos afins

Font Quer (1965) define **rupestre** (pertencente ou relativo às rochas), **rupícola** (diz-se do vegetal que se cria nos penhascos; rupestre), **saxícola** (que se cria entre rochas, nos cascalhos ["cascajares"]) e **saxátil** (que cresce entre rochas, em lugares pedregosos; saxícola); Rizzini (1976:281) considera os 3 primeiros termos como sinônimos, enquanto Da Lage & Métailié (2000:479) consideram os 3 últimos como sinônimos.

Fernandes (1990:109) mostra a controvérsia quanto ao uso dos termos rupícola e rupestre, tanto em relação à equivalência entre eles quanto sobre a abrangência de seu significado botânico. Ela considera que os dois termos têm um sentido comum, com uma pequena diferenciação quanto à extensão de seu uso, sendo **rupícola** restrito para qualificar somente seres vivos e **rupestre** podendo ser estendido para seres de qualquer natureza, posição também aceita por nós. Quanto à abrangência do significado botânico, Fernandes considera passível de diferentes interpretações, ressaltando que a maioria dos autores usa estes termos e outros afins, como saxícola, sem especificação alguma, mas com 2 enfoques diferentes, um relativo ao tipo de substrato e outro relativo a tipo de vegetação. Fernandes (1990:111) cita Folch i Guillèn para conceituar a VR, "definida como a vegetação própria das rochas ou lugares muito pedregosos, desprovidos ou quase de terra vegetal, constituída por petrófitos típicos e que compreende comunidades de significação muito diversa, freqüentemente reduzidas a **povoamentos descontínuos** de plantas especializadas em colonizar este tipo de lugar, pois algumas destas comunidades podem enfrentar variações térmicas muito acentuadas e/ou disponibilidades hídricas irregulares, às vezes, entretanto, superiores às imperantes nos arredores" (negritos nossos).

Segundo Fernandes (1990), Folch i Guillèn diferencia 3 grandes tipos de substrato rupestre que condicionam 3 estratégias de enraizamento das plantas: afloramentos lisos, fissuras e pedregais móveis, que formariam comunidades bem distintas, denominadas por ele, respectivamente, comofíticas, casmofíticas (ou fissurícolas) e glareícolas. Fernandes adota estas 3 denominações como subtipos do que chama de vegetação rupestre ou rupícola, a qual ela reconhece como um dos 3 tipos da "vegetação que povoa lugares rochosos ou pedregosos"; os outros 2 são vegetação saxícola (encontrada em pedregais fixos) e vegetação **pararrupestre**, termo empregado por Folch i Guillèn e que é "adequado para denominar grupos de plantas vinculados aos afloramentos rochosos que **não** constituem comunidades transicionais propriamente ditas (ocupantes de um ecótono entre um ambiente rupestre e os lugares adjacentes com camada edáfica bem desenvolvida)" [Fernandes 1990:114; negrito nosso]. Consideramos muito nebulosas esta definição de pararrupestre e a caracterização feita por Fernandes para as comunidades pararrupestres de Folch i Guillèn, o que nos impossibilita de aceitar ou discutir tais idéias. Consultando Folch i Guillèn (1981), não encontramos uma definição dele para tal termo e nem consideramos convincente ou compreensível sua abordagem sobre este tipo de comunidade.

Camargo (1987) define como **rupícolas** as plantas encontradas sobre rochas maciças desnudas ou cobertas de restos vegetais e de camadas de húmus mais ou menos espessas, e define como **saxícolas** as plantas que crescem no solo entre seixos ou matacões facilmente destacáveis ou ainda cascalho e areia. Parece-nos que há diferença entre esta definição de saxícola feita por Camargo, enfatizando o caráter

facilmente destacável das rochas, e a definição de Fernandes (1990), que enfatiza o caráter de fixação das pedras. Miranda & Oliveira (1983:100) definem as plantas de "hábito estritamente rupícola (as que utilizam a própria rocha como substrato)" e de "hábito saxícola (que se desenvolvem no solo depositado nas reentrâncias da rocha)", sendo ambas "ocorrentes na própria rocha".

Waldemar (1998:8) mostra os 6 adjetivos mais utilizados para "qualificar a vegetação que coloniza os afloramentos rochosos": **epilítico**, **litófilo**, **rupestre**, **rupícola**, **saxátil** e **saxícola**, concluindo que basicamente não há diferenças entre eles, que podem ser considerados sinônimos, posição que também aceitamos. Ele acredita que a diferenciação entre rupícola e saxícola feita por Camargo (1987) tenha respaldo na língua espanhola, mas não na língua inglesa, e conclui que vários autores de língua inglesa adotam a denominação saxícola para comunidades rupícolas sem presença de solo, o que indicaria que o "o tipo de substrato existente em um afloramento não é o principal fator que caracteriza uma comunidade saxícola"; o que deve ser considerado é "o ambiente como um todo, o ambiente rupestre" (Waldemar 1998).

Embora Waldemar (1998) tenha se preocupado com estes aspectos da definição do ambiente, chama nossa atenção a sua despreocupação com a definição de **afloramento rochoso**, que ele parece considerar sinônimo de **inselberg**, termo bastante usado internacionalmente, sendo que as informações a este associadas Waldemar relacionou automaticamente a afloramento rochoso. Embora isto também talvez tenha sido feito por Prance (1987a:41), questionamos tal procedimento, pois entendemos que inselbergs muitas vezes apresentam mosaicos de vegetação (como bem considerado por Waldemar 1998:15) com partes rupestres e outras não-rupestres (isto é, sem afloramento rochoso), onde podem ocorrer solos relativamente profundos e outros tipos de vegetação não-rupícola, e não parece sensato considerar florestas que se desenvolvam sobre um inselberg como VR, o que conduz novamente ao conceito de rupícola e a critérios para defini-lo. Outras prováveis diferenças entre inselberg e afloramento rochoso ocorrem nas escalas temporal e espacial, já que a idade ou duração dos inselbergs e sua superfície de modo geral são bem maiores que as dos afloramentos rochosos ("outcrops"), que são, em muitos casos, relativamente efêmeros e mais limitados espacialmente.

É possível que cada definição mostrada nesta seção seja a mais adequada para os **objetivos** de (e a situação estudada por) cada autor, ou certamente assim pelo menos pareceu a ele naquele momento, mas é evidente que há sérias diferenças entre elas, o que serve, pelo menos, para mostrar a falta de homogeneidade no tratamento deste tão pouco estudado tipo de vegetação. Isto provavelmente será mais um problema a ser enfrentado para se ter um melhor conhecimento destas plantas em nosso país, e talvez não seja um dos menores desafios a ser vencido. Não temos aqui qualquer pretensão de resolver o problema neste momento, nosso único objetivo é expô-lo e apresentar nosso estudo dentro da situação e da diversidade de conceitos e usos que foi mostrada. Também é possível que esta diversidade e contradição de definições seja, em grande parte, conseqüência do pequeno número de pesquisas, embora também a tremenda variedade de habitats e vegetações sobre rochas certamente dificulte uma uniformização de sua classificação e denominação.

Diversos aspectos atrapalham ou até impedem, pelo menos neste momento, a adoção de um conceito mais uniforme ou objetivo de rupícola pelos poucos pesquisadores envolvidos com este tipo de vegetação: a) o grande dinamismo na perda/erosão e no acúmulo de solo e matéria orgânica em paredões rochosos e afloramentos; b) a impossibilidade de definição e verificação da existência ou não de solo (ou de que percentuais de rocha e frações de solo ocorrem em cada caso ou de que profundidade máxima de solo seria admissível) junto às raízes das plantas supostamente rupícolas, pela dificuldade de acesso em muitos locais e pela existência de inúmeros estágios entre rocha intacta, fendida/rachada, fragmentada, em desintegração e estágios iniciais de solo pouco intemperizado, com muitos matacões ou pedregulhos e pequena quantidade de areia e argila; c) a impossibilidade prática de diferenciação nítida entre matéria orgânica acumulada e solo mineral em volta de plantas possivelmente rupícolas, além da ocorrência da própria intemperização das rochas (Bigarella *et alii* 1994, Hall 1999) ao longo do tempo; d) os diversos tipos de rocha existentes (especialmente em relação à sua rijeza), oferecendo diferentes nichos potenciais para serem ocupados pelas plantas, dependendo da resistência à erosão, freqüência de fissuras, teor de água, etc. Todas estas dificuldades parecem bem mais sérias que no caso da definição de epífito, onde o tipo de substrato, o forófito, é muito mais facilmente caracterizável, embora algumas situações ainda sejam de difícil resolução.

Em nosso trabalho, a vegetação rupícola foi considerada num **sentido um pouco restrito**, incluindo basicamente as plantas que crescem em **paredões rochosos quase verticais** (Fotos 1-9, 12, 16, 20-6, 28-31) ou em **encostas rochosas bastante íngremes** (cerca de 45° ou mais, Fotos 32-4), onde o equilíbrio e o deslocamento de uma pessoa são muito difíceis ou impossíveis, o que parece nos aproximar bastante da definição e do objetivo de Larocca (1998). Assim, sistemática e explicitamente, desconsideramos plantas

rupícolas do interior das MNs (o que nos aproxima de Waldemar 1998; tais plantas foram incluídas no estudo desta formação, cap. 4) e da mata atlântica de encosta, bem como de campos pedregosos (o que nos distancia de Fernandes 1990 e de trabalhos realizados nos "campos rupestres" do sudeste brasileiro; a inclusão destas plantas implicaria um número muito maior de espécies de Poaceae, Fabaceae, Asteraceae, Verbenaceae, etc.) e das margens e do leito de riachos em locais planos ou encostas suaves (o que incluiria especialmente muitas espécies adicionais de Cyperaceae, Juncaceae, Xyridaceae, Podostemaceae, etc.). Plantas rupícolas aquáticas ou campestres só foram incluídas quando encontradas nos locais bastante declivosos citados no início deste parágrafo. Pretendemos, com isto, ter uma idéia da **flora que realmente ocupou ou tem potencial para ocupar os penhascos e as encostas rochosas íngremes dos Aparados**, além de reduzir a riqueza florística a ser examinada, que de outra forma atingiria níveis ainda mais difíceis de serem adequadamente tratados, tanto do ponto de vista de coleta quanto de identificação. A seguir, apresentaremos algumas considerações sobre os motivos que nos levaram a adotar tal conceituação.

A escolha deste conceito restrito deveu-se à nossa rejeição parcial em relação a afirmações de Rambo (1956a:265, 1956b:360) e especialmente de Baptista *et alii* (1979:9) quanto à importância de afloramentos rochosos de variada extensão no meio do campo, considerados como "o habitat de diversas angiospermas" pelos últimos autores. Nossa discordância inicial baseia-se no fato de que a imensa maioria destes "afloramentos" ou "rochedos revestidos de líquenes cinzentos" ou "manchas expostas de rocha no campo" é de pequena extensão (Rambo 1956a:266). Muitos, na verdade, estavam dentro de matas que foram destruídas, e posteriormente a erosão e compactação do solo os expuseram ou então, se já estivessem expostos sob a mata, teriam outro tipo de plantas sobre eles, não o "prado rupestre seco" de Rambo (1956a) e nem as espécies citadas por Baptista *et alii* (1979), o que foi confirmado por nosso estudo das MNs, que praticamente não encontrou diferenciação florística dos afloramentos em relação à MN que os envolve: eles são realmente parte dela.

Os afloramentos ou rochas que realmente estivessem rodeados por vegetação campestre nos últimos séculos, por outro lado, estariam envolvidos originalmente por uma vegetação relativamente diferente da caracterizada atualmente por Boldrini (1997) e Nabinger (2002). A paisagem campestre original era formada por plantas muito mais altas e sombreadoras, estabelecendo "campos macegosos e até as vezes arbustivos, constituídos de espécies de gramíneas cespitosas de alto porte" (Mohrdieck 1980), ou "grandes áreas de macegas elevadas, tão altas que molhavam as pernas dos gaúchos em suas montarias" (Araújo 1971:8). Seria também uma vegetação mais próxima de como ficou um campo 8 anos após a mera exclusão do gado: fisionomicamente, as gramíneas rasteiras dominantes foram substituídas por gramíneas cespitosas eretas e, floristicamente, 42 espécies desapareceram e foram encontradas outras 25 novas (Boldrini & Eggers 1996). Estas plantas maiores impediriam o desenvolvimento de plantas rupícolas heliófilas sobre pequenos matacões ou afloramentos, que estariam densamente cobertos por indivíduos bem mais altos que as plantas baixas, muitas rasteiras, que Rambo e Baptista *et alii* estavam considerando. Além disto, várias destas rochas originalmente envolvidas por campo só afloraram (ou ampliaram sua superfície aflorada) provavelmente nos últimos séculos, com as queimadas, a erosão e o adensamento do solo campestre, que supostamente provocaram um abaixamento do nível da camada superficial do solo e a exposição de rochas ou porções anteriormente enterradas. Apesar de acreditarmos que estes processos tenham ocorrido, devemos esclarecer que não temos um acompanhamento deles e nem qualquer estudo que comprove nossas suposições.

As considerações acima só perderiam seu valor se ocorressem incêndios relativamente freqüentes na vegetação campestre (provocados pelos ameríndios ou por inesperadas causas naturais, o que pode ser analisado através das abordagens de Blackford 2000, Scott 2000, Scott *et alii* 2000a,b) e/ou se herbívoros a mantivessem mais baixa e menos densa que o hipotetizado aqui (possibilidade que pode ser analisada através das abordagens discutidas por Bradshaw & Mitchell 1999), ao longo dos últimos milênios – ver discussões nas seções 6.2.9 e 6.2.10, no cap. 6. É possível que os afloramentos rochosos no meio de campos em Lages, afastados dos Aparados, mas que deram origem ao nome do município, também se encaixem neste caso.

Considerando verdadeiras e generalizáveis as observações do penúltimo parágrafo, e baseando-nos em parte também nos tipos de evidência levantados por Marks (1983), Grubb (1992:590) e Svenning (2002), chegamos à hipótese de que os paredões dos Aparados representam a mais importante ocorrência de substrato rochoso para espécies que o toleram ou o requerem. Percebemos, mais recentemente, que também as margens de rios e riachos que fluem para o oeste (especialmente o rio Canoas e seus afluentes) e algumas encostas ou pequenos cânions no alto destes cursos d'água igualmente representam uma superfície rochosa exposta considerável, mas aparentemente bem menor que as escarpas do leste e dos riachos que vertem por

aí. Por outro lado, os paredões possuem características de extensão, duração e relativa estabilidade em termos de tempo geológico que aparentemente faltam às minúsculas áreas rupestres rodeadas por vegetação campestre ou graminóide.

Diante disto, consideramos a possibilidade de que todas estas espécies mais associadas à VR tivessem ocupado, anteriormente, as áreas rochosas das encostas íngremes, que eram as únicas realmente expostas e relativamente disponíveis, por não estarem ocupadas pelas espécies campestres ou florestais, que geralmente dominam o habitat e excluem ou impedem que outras espécies ali se desenvolvam, o mesmo ocorrendo com as espécies das turfeiras. Ou seja, estas 3 últimas formações são incompatíveis num mesmo habitat, e em cada local em que o conjunto de condições físicas determina o estabelecimento e perpetuação da flora de uma destas 3 formações, as floras das outras duas formações são praticamente impossibilitadas de ocorrer ali. E muitas espécies rupícolas não são encontradas, ou muito raramente o são, nestas 3 formações, o que pode significar a real existência de uma flora essencialmente rupícola, eventualmente originada nas próprias encostas rochosas dos Aparados, onde, inclusive, não faltariam as situações de isolamento que geralmente são consideradas necessárias para os processos de especiação.

Um cenário até certo ponto alternativo, mais semelhante ao suposto por Bigarella *et alii* (1975), Ab'Sáber (1977, 1982:46, 1989, 2002), Brown Jr. & Ab'Sáber (1979), Granville (1982), Behling (1995, 2001, 2002), Larocca (1998), Porto (1998), Lichte & Behling (1999), Behling & Hooghiemstra (2001), Boom *et alii* (2001), Sarthou *et alii* (2001) e outros, seria o desenvolvimento deste tipo de flora durante os períodos glaciais do Pleistoceno, quando as floras xéricas supostamente teriam se expandido e ocupado também enormes superfícies planas, e uma vez alteradas as condições climáticas para as atuais, mais quentes e úmidas, tais espécies teriam suas distribuições geográficas fortemente reduzidas e ficariam "refugiadas" nas encostas rochosas, após terem perdido seus mais amplos habitats para as formações florestais e, até, campestres.

Mesmo neste cenário, no entanto, não está excluída a possibilidade de estas espécies rupícolas terem se originado durante o Terciário (ou até antes, em alguns casos), exatamente nas serras onde hoje estão, terem depois se expandido durante as glaciações quaternárias e atualmente terem novamente se restringido aos paredões. Gaston (1998) e Gaston & Chown (1999) discutem a relação entre os modelos de especiação e a distribuição geográfica das espécies, mostrando as possíveis formas de surgimento das atuais áreas de ocorrência de uma espécie. Também Nekola (1999) abre novas possibilidades de análises para verificar os mais prováveis impactos da contingência histórica da formação do habitat sobre os padrões e processos atuais da(s) comunidade(s), inclusive testando hipóteses a respeito das prováveis histórias evolutivas das comunidades supostamente refugiadas, com evidentes implicações para sua ecologia, biogeografia e conservação.

Uma outra possibilidade que também merece atenção é a eventual relação das espécies rupícolas dos Aparados com os atuais "campos de altitude" do sudeste brasileiro, tratados por Martinelli *et alii* (1989) e Safford (1999a,b, 2001), que podem ter ampliado bastante sua distribuição geográfica durante as glaciações quaternárias e teriam sido, então, contínuos com a atual VR dos Aparados.

Por outro lado, ao verificarmos o potencial de espécies se desenvolverem nos paredões dos Aparados, obtemos um levantamento que nos indica um conjunto de espécies tolerantes às inóspitas condições aí reinantes, espécies supostamente capazes de sobreviverem nos últimos habitats ainda relativamente pouco alterados da região, e que talvez persistam até mesmo quando a destruição das matas remanescentes e a total desfiguração das vegetações campestres tiverem se completado nas próximas décadas, se formos incapazes de impedir tais transformações florísticas e vegetacionais.

3.4. Classificações da vegetação rupícola

Considerando o caráter predominantemente florístico deste estudo, achamos precipitado tentar fazer uma subdivisão da VR em associações (como Bolòs *et alii* 1991, Alves & Kolbek 1993, Sarthou & Villiers 1998), agrupamentos (como Queiroz 1994), tipos (como Fernandes 1990), comunidades (como Waldemar 1998), subcomunidades (como Meirelles 1990:161-6), tipos de habitat (como Fernandes & Baptista 1999) ou qualquer outro tipo de unidades, preferindo tratar a VR dos Aparados como um tipo de comunidade apenas. Estudos mais detalhados poderão futuramente conseguir elaborar uma classificação vegetacional com algum sentido dentro da tremenda variação observada na vegetação e na flora dos ambientes rupestres da região, mas ainda não estamos convencidos nem da necessidade disto e nem da validade dos grupos já propostos na literatura sul-brasileira, especialmente dos grupos florísticos de Queiroz (1994), baseados em pequena

amostragem da VR, e das comunidades de Waldemar (1998), baseadas em supostas diferenças de substratos, fisionomias e padrões de organização espacial, mas cujas caracterizações são insuficientes para diferenciar claramente os grupos propostos. Em relação à classificação de Fernandes (1990), criticamos a sua inconsistência (a classificação usada nas páginas 113-4 é diferente da mostrada na p.122) e a duvidosa criação dos tipos saxícola (que a autora afirma que pode ser chamada pararrupestre, p.122, ou pode constituir um subtipo desta, p.113) e especialmente "pararrupestre", este aparentemente inexplicável. Outros autores também apresentaram algumas classificações de possível interesse para a VR sul-brasileira, que serão comentadas a seguir.

Ibisch *et alii* (1995) reconhecem e caracterizam 6 tipos de habitat e formações vegetacionais em inselbergs bolivianos: superfícies rochosas expostas (eles dizem ser importante diferenciar "coherent rock surfaces" [superfícies rochosas extensas?] e "rocky blocks" [blocos rochosos]), fissuras em rochas, canais de drenagem, poças na rocha ("rock pools"), tapetes ("mats") de plantas e formações florestais. Os tapetes de plantas são formações típicas de todos os inselbergs; florística e fisionomicamente, eles representam um nível intermediário entre as superfícies rochosas lisas-e-nuas e as formações arbustivas e florestais; estes tapetes não possuem raízes profundas, que não são possíveis sobre rochas, e freqüentemente são dominados por uma espécie que é obviamente a construtora (pioneira ou colonizadora senso Meirelles 1990:230), enquanto as espécies associadas em geral estão presentes em quantidades bem menores (Ibisch *et alii* 1995).

Três tipos de tapete são reconhecidos por Ibisch *et alii* (1995): 1) tapetes de *Selaginella*; 2) tapetes de monocotiledôneas, os quais existem em todos os inselbergs tropicais, com destaque para os formados por espécies de Orchidaceae, Poaceae, Cyperaceae e Bromeliaceae; seria o maior e mais comum tipo na Bolívia, com ocorrência também de *Hippeastrum*, *Rechsteineria* (geralmente considerado sinônimo de *Sinningia*) e *Anemia*, mostrando grande similaridade com os do km 6-7 do Morro da Igreja, onde ocorrem *Zephyranthes*, *Sinningia* e *Anemia*; 3) complexos tapetes arbustivos e tapetes com cactos, o primeiro formado por um anel externo de tapetes de *Selaginella*, um anel central de monocotiledônea e um miolo central com algum acúmulo de solo onde enraízam e crescem arbustos e arvoretas (semelhantes às zonas concêntricas descritas por Waldemar 1998), enquanto o outro consiste de tapetes de cactos dentro de tapetes de *Selaginella* (não fica claro se são 2 tipos de complexo ou se ambos ocorreriam juntos, formando um complexo só; p.307).

Porembski & Barthlott (1998) e Porembski (2002), baseados na fisionomia, distinguem pelo menos 4 tipos "claramente definidos de habitat": crostas criptogâmicas, poças na rocha, tapetes de monocotiledôneas e vegetação efêmera em locais com fluxo de água e nutrientes ("ephemeral flush vegetation"), embora pareçam estar misturando tipos de habitat e tipos de comunidade, como também fizeram Ibisch *et alii* (1995). Martinez Carretero (1999) reconheceu 4 tipos de comunidade de plantas, baseado nos teores de sódio e cálcio+magnésio do substrato, bem como da exposição solar (encostas ensolaradas ou sombreadas).

Meirelles (1990:161-6) distinguiu 8 tipos de subcomunidade na vegetação dos afloramentos rochosos litorâneos do sudeste brasileiro, 3 ocorrendo na ausência de solo (epilítica, de paredões e epilítica dominada por *Vriesea geniculata* e *V. imperialis*) e 5 instalados em solo (fissurícola, de ilhas de solo, de áreas contínuas, limítrofe floresta-rocha e de ilhas florestais). Percebe-se uma evidente sobreposição entre todos os 3 primeiros tipos de subcomunidade, que não são satisfatoriamente diferenciados e nem denominados, enquanto os outros 5 tipos parecem ser melhor caracterizados, embora seus nomes não sejam bem adequados e os 2 últimos tipos assemelhem-se razoavelmente.

A subcomunidade limítrofe floresta-rocha e a subcomunidade de ilhas florestais de Meirelles (1990:164-6) talvez correspondam ao que estamos denominando transição VR/MN neste trabalho. O mesmo pode ser dito do que Dusén (1955:78-9) denominou "flora mista", onde ocorria mistura de elementos do campo e da mata em vertentes e encostas rochosas abruptas no alto do Itatiaia. Ibisch *et alii* (1995:308) descrevem para a Bolívia, informando ser típica também para a Venezuela, a ocorrência de arbustos e manchas de florestas em degraus e fissuras nas escarpas laterais dos inselbergs, que podem se estender por um certo grau inclusive sobre a superfície rochosa, o que também parece semelhante à nossa transição VR/MN. Eles citam uma espécie geralmente considerada hemiepifítica, mas que nesta situação pode ocorrer como arvoreta, o que é sugestivo de *Senecio desiderabilis*, *Griselinia ruscifolia* e *Fuchsia regia*, (hemi)epífitos da MN que também ocorrem como arbusto ereto na transição VR/MN dos Aparados.

3.5. Aspectos florísticos e de riqueza e abundância

Foram encontradas 623 espécies vasculares na VR das 4 áreas amostradas nos Aparados, além de outras 19 espécies encontradas como rupícolas em locais próximos, somando **642 espécies rupícolas**, e

outras 63 apenas nas áreas de transição VR/MN, espécies que possivelmente virão a ser encontradas também nas áreas rupestres aqui amostradas ou em áreas entre estas, o que totalizaria a flora rupícola regional em no mínimo setecentas espécies (Tabela 3.7, no final deste capítulo), mas o valor real deverá ultrapassar oitocentas, podendo inclusive aproximar-se do milhar de espécies ou mesmo superá-lo, através da ampliação das áreas amostradas e do emprego de técnicas de alpinismo durante futuros estudos.

As **famílias** mais ricas em espécies rupícolas (Tabela 3.1) foram Asteraceae (119 espécies), Poaceae (72), Cyperaceae (24), Fabaceae (20), Orchidaceae (19), Polypodiaceae (17), Rubiaceae (17), Apiaceae (15), Bromeliaceae (15), Melastomataceae (15) e Solanaceae (15); as 3 famílias mais ricas corresponderam a 33% da flora rupícola dos Aparados. Os **gêneros** mais ricos em espécies rupícolas (Tabela 3.2) foram *Baccharis* (27), *Eupatorium* (17), *Begonia* (11), *Lycopodium* (10), *Senecio* (10), *Paspalum* (9), *Polypodium* (8), *Eryngium* (8), *Gamochaeta* (8), *Solanum* (8) e *Tibouchina* (8), sendo que 3 dos 5 mais ricos pertencem à Asteraceae, o que enfatiza a importância e diversidade desta família na VR, cuja riqueza em ambientes rupestres no Brasil já fora destacada por Leitão Filho *et alii* (1991), que sugerem isto como um padrão geral da família em nosso país. Por outro lado, das 4 seguintes famílias em termos de riqueza, apenas Poaceae posicionou um gênero entre os 11 mais ricos, o que parece indicar uma relativa falta de adaptação ou diversificação nos habitats rupestres, que talvez sejam colonizados mais por casualidade do que por grupos realmente especializados e com numerosos representantes.

Rambo (1956a, 1958) já destacava a pequena quantidade de gêneros ricos em espécies nos Aparados, pois encontrou "um número inusitadamente alto" de gêneros (e também famílias) com uma ou bem poucas espécies, já que apenas 13 dos 110 gêneros possuíam mais de 10 espécies nos Aparados, enquanto neste nosso estudo apenas 3 gêneros (entre 325) apresentaram mais que uma dezena de espécies, mesmo que tenhamos incluído as pteridófitas, não tratadas por Rambo. É possível que isto seja uma característica das regiões de maior altitude e/ou de ambientes mais estressantes, pois Ricardi *et alii* (1997) também chamaram atenção para tal aspecto; no entanto, também é possível que isto seja um padrão comum, pois parece ocorrer com várias famílias na flora do estado de São Paulo, sendo muito flagrante e comprovado no caso de Poaceae (GJS, obs. pess.).

As monocotiledôneas, com 157 espécies, representam 25% da flora rupícola dos Aparados, enquanto as dicotiledôneas correspondem a 63% desta; isto indica uma proporção um pouco menor das dico em relação às monocotiledôneas nesta VR (2,5:1) que na flora mundial, onde é de aproximadamente 3:1. Devemos informar ainda que as monocotiledôneas representam o grupo menos confiável em nosso estudo, pois a grande dificuldade ou impossibilidade de identificação de indivíduos desprovidos de flor em espécies de graminóides, bromélias, orquídeas, etc., bem como a própria semelhança entre espécies morfologicamente próximas, pode ter feito com que tenhamos subestimado a riqueza de tais grupos (ver seção 2.4 do cap. 2).

As pteridófitas rupícolas pertencem a 75 espécies, que representam 12% da flora rupícola regional dos Aparados, havendo outras 7 encontradas, neste capítulo, apenas na transição VR/MN. Windisch (1996) estima em 420 o total de espécies de pteridófitas em Santa Catarina, com o que a VR dos Aparados possuiria cerca de 18% de toda a flora pteridofítica do estado. Hymenophyllaceae (4), Polypodiaceae (4) e Gleicheniaceae (3) foram as famílias com mais espécies rupícolas no estudo de Baptista *et alii* (1979), sendo *Polypodium* (4; inclui *Grammitis*) e *Gleichenia* (3; inclui *Dicranopteris*) os gêneros mais ricos, superando todos os táxons de angiospermas do mesmo nível, naquele levantamento.

Em relação à riqueza rupícola local, a Serra do Rio do Rastro foi a área que apresentou a maior riqueza de espécies (**354**) e o Morro da Igreja foi a que teve a menor riqueza (**236**), enquanto a Serra do Corvo Branco (**277**) e a da Rocinha (**294**) apresentaram riquezas mais próximas e intermediárias. É provável que isto reflita especialmente o maior gradiente altitudinal e a maior área explorada na primeira serra em relação às últimas duas, devido à maior facilidade de observação e coleta nos paredões ao longo de vários quilômetros da estrada e em quase todas as altitudes entre 700 a 1400 m, enquanto as duas últimas tinham um menor gradiente altitudinal não facilmente explorável em todo ele e menores superfícies rochosas acessíveis sem técnicas de alpinismo. A menor riqueza do Morro da Igreja provavelmente decorre da pequena área acessível, da maior altitude (causando maiores adversidades abióticas e concordando com os resultados de Wiser *et alii* 1996, Cooper 1997) e do menor gradiente altitudinal disponível para as espécies rupícolas nas pequenas áreas ali amostradas (entre 1300 a 1450 m e entre 1600 e pouco mais de 1800 m).

Praticamente a metade das espécies da VR (315 em 642; 49%) foi registrada como rupícola em apenas uma área: 91 só na Serra do Rio do Rastro, 79 somente no Morro da Igreja (o que significa que 1/3 das espécies da sua VR foi encontrado como rupícola apenas aí), 67 só na Serra do Corvo Branco e 60

Tabela 3.1 – Síntese da riqueza, por família, de espécies vasculares da vegetação rupícola (VR) dos Aparados da Serra Geral, em cada área e nas transições (Tr) entre VR e matinha nebular. Ng e **Ne** = número total de gêneros e espécies, respectivamente. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações.

FAMÍLIA	Ng	Ne	C	I	R	S	Tr	VR
Aspleniaceae	1	2	1		1		1	2
Blechnaceae	1	6	2	2	3	4	5	5
Dennstaedtiaceae	2	3	1	1	2	1	2	2
Dicksoniaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Dryopteridaceae	8	13	9	4	7	3	8	12
Gleicheniaceae	2	4	4	1	2	3	1	4
Hymenophyllaceae	1	2	2			1		2
Lophosoriaceae	1	1	1			1	1	1
Lycopodiaceae	1	11	7	4	1	3	6	10
Marattiaceae	1	1					1	
Osmundaceae	1	1				1		1
Polypodiaceae	6	17	10	10	13	8	5	17
Pteridaceae	6	9	3	3	7	3	4	9
Schizaeaceae	1	3		1	3	1		3
Selaginellaceae	1	1	1	1	1	1		1
Thelypteridaceae	1	7	2		3	1	5	5
Araucariaceae	1	1		1				1
Acanthaceae	1	1					1	
Amaranthaceae	1	1	1		1	1		1
Anacardiaceae	1	1			1		1	1
Apiaceae	4	15	7	5	9	9	3	15
Apocynaceae	1	3	1		3	1	2	3
Aquifoliaceae	1	2				1	2	1
Araceae	1	1	1		1			1
Araliaceae	1	1	1				1	1
Asclepiadaceae	3	5	1	2	3	1	2	5
Asteraceae	41	129	54	54	73	66	61	119
Basellaceae	1	1	1		1	1		1
Begoniaceae	1	12	8	1	1	4	9	11
Berberidaceae	1	1		1			1	1
Bignoniaceae	4	5	1		4	1	1	5
Boraginaceae	1	1				1	1	1
Bromeliaceae	4	15	8	2	10	9	4	15
Buddlejaceae	1	3	2	1	2	1	2	3
Cactaceae	4	7	2	1	4	6		7
Campanulaceae	2	2	2		2	2	1	2
Caprifoliaceae	2	2					2	
Caryophyllaceae	4	6	4	2	4	1		6
Cecropiaceae	1	1			1	1		1
Celastraceae	1	2					2	
Clethraceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Clusiaceae	2	4	2	1	3	1		4
Commelinaceae	3	5		1	2	1		5
Convolvulaceae	1	1	1	1	1	1		1
Cornaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Cucurbitaceae	1	1			1	1		1
Cunoniaceae	2	3	2	1	2	3	2	3
Cyperaceae	10	24	9	12	10	8	2	24
Dioscoreaceae	1	4	1		2	2	1	4
Droseraceae	1	1	1					1
Elaeocarpaceae	1	1		1			1	1
Ericaceae	3	6	4	4	3	3	5	6
Eriocaulaceae	1	1	1	1				1
Erythroxylaceae	1	1			1			1
Euphorbiaceae	7	14	4	6	7	7	8	12
Fabaceae - Caes.	1	2			1	1	1	1
Fabaceae - Fab.	7	10	5	1	3	6	5	10
Fabaceae - Mim.	3	10	4	3	4	4	6	9
Flacourtiaceae	1	1			1			1
Geraniaceae	1	1		1				1
Gesneriaceae	2	7	2	1	7	3	2	7
Grossulariaceae	1	4	2	3	2	1	4	3
Gunneraceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Hippocrateaceae	1	1					1	
Icacinaceae	1	1					1	
Iridaceae	2	6	1	4	1	1	1	5
Juncaceae	2	3	2	1	1	1	1	3
Lamiaceae	7	9	6	3	7	5	4	9
Lauraceae	1	1					1	
Lentibulariaceae	1	3	2	1	1	2	1	3
Liliaceae	6	6		4	5	1	1	6
Loasaceae	1	1			1		1	1
Lythraceae	2	3			2	3	1	3
Malvaceae	4	7	3	2	4	3	1	7
Marcgraviaceae	1	1	1		1			1
Mayacaceae	1	1	1					1
Melastomataceae	3	23	9	3	6	9	20	15
Menispermaceae	1	1						1
Monimiaceae	1	1					1	
Moraceae	1	1			1	1		1
Myrsinaceae	1	3	1		1	2	2	3
Myrtaceae	5	8		3	2	2	7	5
Onagraceae	3	3	2	2	3	1	1	3
Orchidaceae	13	20	8	6	8	7	1	19
Oxalidaceae	1	4	2		4	2	2	4
Passifloraceae	1	3			1		2	1
Piperaceae	2	6	1	1	4	2	2	6
Plantaginaceae	1	6	2	3	4	2	1	6
Poaceae	36	73	29	34	30	27	8	72
Polygalaceae	1	6	1	5	2	1		6
Polygonaceae	1	1			1			1
Portulacaceae	1	1		1				1
Primulaceae	1	1		1				1
Proteaceae	1	3		1	2	1	2	3
Ranunculaceae	3	3		2			2	2
Rhamnaceae	1	1			1		1	1
Rosaceae	5	6	2	3	4	1	1	5
Rubiaceae	7	17	8	7	9	7	8	17
Rutaceae	1	2			1	1	2	1
Santalaceae	1	1		1	1	1		1
Sapindaceae	1	1			1		1	1
Scrophulariaceae	4	5	1		3	2		5
Smilacaceae	1	1					1	
Solanaceae	7	18	1	3	8	11	10	15
Styracaceae	1	1					1	
Symplocaceae	1	2					2	
Theaceae	1	1			1		1	1
Tiliaceae	2	2			2	1		2
Urticaceae	3	9	7		5	3	2	9
Valerianaceae	1	5	2	1	2	2	3	5
Verbenaceae	5	10	3	4	6	4	6	8
Violaceae	2	2	2	2		1		2
Vitaceae	1	2	1		1	1		2
Xyridaceae	1	2				2		2
Winteraceae	1	1				1	1	1
TOTAL 113 fams.	325	705	277	236	354	294	281	642

Tabela 3.2 – Síntese da riqueza, por gênero, de espécies vasculares da vegetação rupícola (VR) dos Aparados da Serra Geral, em cada área e nas transições (Tr) entre VR e matinha nebular. **Ng** e **Ne** = número total de gêneros e espécies, respectivamente. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações.

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	VR	Tr
Aspleniaceae	1	Asplenium	2	1		1		2	1
Blechnaceae	1	Blechnum	6	2	2	3	4	5	5
Dennstaedtiaceae	2	Dennstaedtia	2			1		1	1
		Pteridium	1	1	1	1	1	1	1
Dicksoniaceae	1	Dicksonia	1	1	1	1	1	1	1
Dryopteridaceae	8	Ctenitis	2	1		1		2	1
		Cystopteris	1	1		1		1	1
		Diplazium	1	1		1		1	1
		Dryopteris	1		1	1		1	1
		Elaphoglossum	5	5	1	2	2	5	1
		Lastreopsis	1						1
		Polystichum	1		1			1	1
		Rumohra	1	1	1	1	1	1	1
Gleicheniaceae	2	Dicranopteris	2	2		1	1	2	1
		Gleichenia	2	2	1	1	2	2	
Hymenophyllaceae	1	Hymenophyllum	2	2			1	2	
Lophosoriaceae	1	Lophosoria	1	1			1	1	1
Lycopodiaceae	1	Lycopodium	11	7	4	1	3	10	6
Marattiaceae	1	Marattia	1						1
Osmundaceae	1	Osmunda	1				1	1	
Polypodiaceae	6	Campyloneurum	2	1	2	2	1	2	
		Grammitis	4	2	3	2	1	4	1
		Microgramma	1		1	1	1	1	1
		Niphidium	1	1		1	1	1	
		Pleopeltis	1	1	1	1		1	
		Polypodium	8	5	3	6	4	8	3
Pteridaceae	6	Adiantum	1	1	1	1	1	1	2
		Cheilanthes	1			1		1	
		Doryopteris	3		2	2	1	3	
		Eriosorus	1			1	1	1	1
		Notholaena	1			1		1	
		Pityrogramma	2	2		1		2	1
Schizaeaceae	1	Anemia	3		1	3	1	3	
Selaginellaceae	1	Selaginella	1	1	1	1	1	1	
Thelypteridaceae	1	Thelypteris	7	2		3	1	5	5
Araucariaceae	1	Araucaria	1		1			1	
Acanthaceae	1	Justicia	1						1
Amaranthaceae	1	Iresine	1	1		1	1	1	
Anacardiaceae	1	Schinus	1			1		1	1
Apiaceae	4	Apium	1	1		1	1	1	
		Centella	1	1		1	1	1	
		Eryngium	8	2	3	5	4	8	2
		Hydrocotyle	5	3	2	2	3	5	1
Apocynaceae	1	Mandevilla	3	1		3	1	3	2
Aquifoliaceae	1	Ilex	2				1	1	2
Araceae	1	Anthurium	1	1		1		1	
Araliaceae	1	Oreopanax	1	1				1	1

continua

Tabela 3.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	VR	Tr
Asclepiadaceae	3	Asclepias	1			1		1	
		Oxypetalum	3	1	1	2		3	1
		Tassadia	1		1		1	1	1
Asteraceae	41	Achyrocline	2	1	2	2	2	2	
		Aspilia	1	1	1			1	
		Aster	1	1			1	1	
		Baccharidastrum	1	1		1	1	1	1
		Baccharis	30	14	13	15	12	27	20
		Bidens	1	1		1	1	1	
		Calea	2			2	1	2	1
		Chaptalia	3	2	3	2	2	3	1
		Chevreulia	1		1	1	1	1	
		Conyza	4	1	3	1	2	4	1
		Dasyphyllum	1						1
		Elephantopus	1			1	1	1	
		Erechtites	1				1	1	
		Erigeron	2	1		1	1	2	1
		Eupatorium	20	9	6	10	9	17	14
		Galinsoga	1			1	1	1	
		Gamochaeta	8	3	5	5	3	8	
		Gnaphalium	1				1	1	
		Hieracium	1			1		1	
		Holocheilus	1			1	1	1	
		Hypochaeris	1	1	1	1	1	1	
		Hysterionica	2	1	1	1		2	
		Jaegeria	1	1		1	1	1	
		Lucilia	2			1	1	2	
		Mikania	6	1	1	4	3	5	5
		Mutisia	1						1
		Noticastrum	2		1		1	2	
		Pamphalea	1		1	1	1	1	
		Perezia	1				1	1	
		Pluchea	1	1		1	1	1	
		Senecio	10	6	8	5	4	10	7
		Solidago	1	1	1	1	1	1	
		Soliva	1	1				1	
		Sommerfeltia	1		1	1		1	
		Sonchus	1	1		1	1	1	
		Stevia	2	1	2	2	1	2	1
		Tagetes	1	1		1	1	1	
		Trichocline	1		1			1	
		Trixis	1	1		1	1	1	1
		Verbesina	2	1	1	2	1	2	2
		Vernonia	7	1	1	4	5	6	4
Basellaceae	1	Anredera	1	1		1	1	1	
Begoniaceae	1	Begonia	12	8	1	1	4	11	9
Berberidaceae	1	Berberis	1		1			1	1
Bignoniaceae	4	Macfadyena	1			1		1	
		Pithecoctenium	1			1		1	
		Tabebuia	2	1		2	1	2	1
		Urbanolophium	1					1	
Boraginaceae	1	Moritzia	1				1	1	1
Bromeliaceae	4	Aechmea	2	1			1	2	
		Dyckia	2	1	1	1	1	2	1
		Tillandsia	6	3	1	5	4	6	1
		Vriesea	5	3		4	3	5	2

continua

Tabela 3.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	VR	Tr
Buddlejaceae	1	Buddleja	3	2	1	2	1	3	2
Cactaceae	4	Brasilicactus	1	1	1		1	1	
		Cereus	1					1	
		Notocactus [incl. Parodia]	1				1	1	
		Rhipsalis	4	1		4	4	4	
Campanulaceae	2	Siphocampylus	1	1		1	1	1	1
		Wahlenbergia	1	1		1	1	1	
Caprifoliaceae	2	Lonicera	1						1
		Sambucus	1						1
Caryophyllaceae	4	Arenaria	2	1	2	1	1	2	
		Cerastium	2	1		1		2	
		Paronychia	1	1		1		1	
		Spergula	1	1		1		1	
Cecropiaceae	1	Coussapoa	1			1	1	1	
Celastraceae	1	Maytenus	2						2
Clethraceae	1	Clethra	1	1	1	1	1	1	1
Clusiaceae	2	Clusia	1			1		1	
		Hypericum	3	2	1	2	1	3	
Commelinaceae	3	Tinantia	1					1	
		Tradescantia	3		1	2		3	
		Indet.	1				1	1	
Convolvulaceae	1	Dichondra	1	1	1	1	1	1	
Cornaceae	1	Griselinia	1	1	1	1	1	1	1
Cucurbitaceae	1	Melothria	1			1	1	1	
Cunoniaceae	2	Lamanonia	1	1		1	1	1	1
		Weinmannia	2	1	1	1	2	2	1
Cyperaceae	10	Ascolepis	1				1	1	
		Bulbostylis	3		2	1	1	3	
		Carex	4	1	4	2	1	4	
		Cyperus	4	3	1	2	1	4	
		Fimbristylis	1	1		1	1	1	
		Kyllinga	2	1	1	2		2	
		Lagenocarpus	1	1				1	
		Machaerina	1	1	1	1	1	1	1
		Rhynchospora	5	1	3	1	1	5	1
		Scleria	2				1	2	
Dioscoreaceae	1	Dioscorea	4	1		2	2	4	1
Droseraceae	1	Drosera	1	1				1	
Elaeocarpaceae	1	Crinodendron	1		1			1	1
Ericaceae	3	Gaultheria	4	2	2	1	1	4	3
		Gaylussacia	1	1	1	1	1	1	1
		Leucothoe	1	1	1	1	1	1	1
Eriocaulaceae	1	Paepalanthus	1	1	1			1	
Erythroxylaceae	1	Erythroxylum	1			1		1	
Euphorbiaceae	7	Acalypha	1	1	1		1	1	1
		Argythamnia	2						2
		Croton	5	2	4	3	2	5	3
		Euphorbia	2			2	1	2	
		Phyllanthus	2		1		1	2	1
		Sapium	1	1		1	1	1	1
		Sebastiania	1			1	1	1	
Fabaceae - Caes.	1	Senna	2			1	1	1	1
Fabaceae - Fab.	7	Adesmia	2	1	1		1	2	2
		Dalbergia	1	1		1		1	1
		Desmodium	3	1		1	3	3	
		Lonchocarpus	1				1	1	1

continua

Tabela 3.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	VR	Tr
Fabaceae - Fab.		Machaerium	1			1	1	1	1
		Medicago	1	1				1	
		Trifolium	1	1				1	
Fabaceae - Mim.	3	Calliandra	1					1	
		Mimosa	8	4	3	3	3	7	6
		Pithecellobium	1			1	1	1	
Flacourtiaceae	1	Casearia	1			1		1	
Geraniaceae	1	Geranium	1		1			1	
Gesneriaceae	2	Nematanthus	2	1		2		2	
		Sinningia	5	1	1	5	3	5	2
Grossulariaceae	1	Escallonia	4	2	3	2	1	3	4
Gunneraceae	1	Gunnera	1	1	1	1	1	1	1
Hippocrateaceae	1	cf. Peritassa	1						1
Icacinaceae	1	Citronella	1						1
Iridaceae	2	Calydorea	1		1	1		1	
		Sisyrinchium	5	1	3		1	4	1
Juncaceae	2	Juncus	2	2		1	1	2	
		Luzula	1		1			1	1
Lamiaceae	7	Cunila	1	1		1		1	1
		Glechon	1	1	1	1	1	1	1
		Hesperozygis	1	1	1	1		1	1
		Hyptis	2			1	1	2	
		Prunella	1	1	1	1	1	1	
		Salvia	2	2		2	1	2	1
		Scutellaria	1				1	1	
Lauraceae	1	Ocotea	1						1
Lentibulariaceae	1	Utricularia	3	2	1	1	2	3	1
Liliaceae	6	Alstroemeria	1		1			1	1
		Habranthus	1			1		1	
		Hippeastrum	1		1	1		1	
		Hypoxis	1			1	1	1	
		Nothoscordum	1		1	1		1	
		Zephyranthes	1		1	1		1	
Loasaceae	1	Cajophora	1			1		1	1
Lythraceae	2	Cuphea	2			1	2	2	
		Heimia	1			1	1	1	1
Malvaceae	4	Abutilon	2	1			1	2	
		Calyptrimalva	1	1	1	1		1	1
		Pavonia	2		1	1		2	
		Sida	2	1		2	2	2	
Marcgraviaceae	1	Marcgravia	1	1		1		1	
Mayacaceae	1	Mayaca	1	1				1	
Melastomataceae	3	Leandra	14	3		1	3	6	13
		Miconia	1			1	1	1	2
		Tibouchina	8	6	3	4	5	8	5
Menispermaceae	1	Cissampelos	1					1	
Monimiaceae	1	Hennecartia	1						1
Moraceae	1	Ficus	1			1	1	1	
Myrsinaceae	1	Myrsine	3	1		1	2	3	2
Myrtaceae	5	Eugenia	1			1		1	
		Gomidesia	1				1	1	1
		Myrceugenia	4		2			2	4
		Myrcia	1						1
		Siphoneugena	1		1	1	1	1	1
Onagraceae	3	Epilobium	1	1	1	1		1	
		Fuchsia	1	1	1	1	1	1	1

continua

Tabela 3.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	VR	Tr
Onagraceae		Oenothera	1			1		1	
Orchidaceae	13	Cranichis	1				1	1	
		Epidendrum	2	2		1	2	2	
		Eulophia	1				1	1	
		Habenaria	5	3	3	1	2	5	
		Isochilus	1			1		1	
		Liparis	1		1			1	
		Maxillaria	1	1		1		1	
		Octomeria	1			1		1	
		Oncidium	2			1	1	2	
		Pelexia	2	1		2		2	
		Pleurothallis	1		1				1
		Stenorrhynchos	1		1			1	
		Zygopetalum	1	1				1	
Oxalidaceae	1	Oxalis	4	2		4	2	4	2
Passifloraceae	1	Passiflora	3			1		1	2
Piperaceae	2	Peperomia	5	1	1	3	2	5	1
		Piper	1			1		1	1
Plantaginaceae	1	Plantago	6	2	3	4	2	6	1
Poaceae	36	Agrostis	1	1				1	
		Andropogon	3	2	1	2		3	
		Aristida	1			1		1	
		Aulonemia	1		1			1	1
		Axonopus	4	2	2	2		4	
		Briza	6	2	3	1	1	6	
		Bromus	1		1		1	1	
		Calamagrostis	2	1	1	1	2	2	
		Chloris	1			1		1	
		Chusquea	2	1	1	1	1	1	2
		Cortaderia	2	2	2	1	1	2	1
		Danthonia	1	1	1			1	
		Deschampsia	1				1	1	
		Digitaria	1	1		1		1	
		Eragrostis	3		2		2	3	
		Eriochrysis	1				1	1	
		Festuca	1		1		1	1	
		Holcus	1	1	1	1	1	1	
		Imperata	1	1				1	
		cf. Leptocoryphium	1			1		1	
		Melica	2		1	1	1	2	1
		Melinis	1			1		1	
		Muhlenbergia	1			1	1	1	
		Oplismenus	1			1	1	1	
		Panicum	5	1	3	2	1	5	1
		Paspalum	9	6	3	1	3	9	
		Pennisetum	1			1		1	1
		Piptochaetium	1		1			1	
		Poa	3	2	1	1		3	1
		Polypogon	1	1		1	1	1	
		Rhynchelytrum	1			1	1	1	
		Schizachyrium	4	2	4	2	2	4	
		Setaria	3	1	1	1	3	3	
		Sorghastrum	1			1		1	
		Sporobolus	1	1	1	1	1	1	
		Stipa	3		2	1		3	
Polygalaceae	1	Polygala	6	1	5	2	1	6	

continua

Tabela 3.2 - conclusão

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	VR	Tr
Polygonaceae	1	Rumex	1			1		1	
Portulacaceae	1	Portulaca	1		1			1	
Primulaceae	1	Anagallis	1		1			1	
Proteaceae	1	Roupala	3		1	2	1	3	2
Ranunculaceae	3	Anemone	1		1			1	
		Clematis	1						1
		Ranunculus	1		1			1	1
Rhamnaceae	1	Colletia	1			1		1	1
Rosaceae	5	Acaena	1	1	1	1	1	1	
		Duchesnea	1						1
		Margyricarpus	1		1	1		1	
		Prunus	1			1		1	
		Rubus	2	1	1	1		2	
Rubiaceae	7	Coccocypselum	2	2	1	1	1	2	1
		Galianthe	4	2	1	2	2	4	3
		Galium [incl. Relbunium]	6	2	5	3	2	6	
		Hindsia	1	1				1	1
		Manettia	2			2	1	2	2
		Richardia	1			1	1	1	
		Rudgea	1	1				1	1
Rutaceae	1	Zanthoxylum	2			1	1	1	2
Santalaceae	1	Arjona	1		1	1	1	1	
Sapindaceae	1	Allophylus	1			1		1	1
Scrophulariaceae	4	Agalinis	2			1	1	2	
		Esterhazya	1	1		1	1	1	
		Mecardonia	1					1	
		Veronica	1			1		1	
Smilacaceae	1	Smilax	1						1
Solanaceae	7	Brunfelsia	1						1
		Cyphomandra	1			1	1	1	1
		Markea	1				1	1	
		Nicotiana	2	1	2	1	1	2	1
		Petunia [incl. Calibrachoa]	2		1	2	1	2	
		Physalis	1			1		1	
		Solanum	10			3	7	8	7
Styracaceae	1	Styrax	1						1
Symplocaceae	1	Symplocos	2						2
Theaceae	1	Gordonia	1			1		1	1
Tiliaceae	2	Luehea	1			1	1	1	
		Triumfetta	1			1		1	
Urticaceae	3	Boehmeria	1	1		1	1	1	
		Phenax	2	1		2	1	2	1
		Pilea	6	5		2	1	6	1
Valerianaceae	1	Valeriana	5	2	1	2	2	5	3
Verbenaceae	5	Citharexylum	1						1
		Lantana	1	1	1	1	1	1	1
		Stachytarpheta	1			1	1	1	
		Verbena [incl. Glandularia]	6	1	3	3	1	5	3
		Verbenoxylum	1	1		1	1	1	1
Violaceae	2	Hybanthus	1	1	1			1	
		Viola	1	1	1		1	1	
Vitaceae	1	Cissus	2	1		1	1	2	
Xyridaceae	1	Xyris	2				2	2	
Winteraceae	1	Drimys	1				1	1	1
TOTAL: 113 fams.	325		705	277	236	354	294	642	281

apenas na Serra da Rocinha (Figura 3.1), além de 19 só em outras áreas. Por outro lado, apenas 63 espécies (10%) foram encontradas como rupícolas em todas as 4 áreas amostradas e podem ser, portanto, consideradas como de ampla distribuição na VR dos Aparados; destas, 15 (25% delas) pertencem a Asteraceae e 4 a Polypodiaceae. Outro contingente expressivo foi o de espécies da VR só registradas como rupícola nas duas áreas mais meridionais (63 espécies); o grupo das espécies não observadas no Morro da Igreja, mas presentes nas outras 3 áreas, atingiu 45 espécies, e outras 40 ocorreram apenas no Corvo Branco e no Rio do Rastro simultaneamente. Todas as outras combinações de áreas atingiram só cerca de 10 a 20 espécies restritas a cada combinação, representando, no conjunto, menos de 1/5 do total de espécies rupícolas registradas nestas 4 áreas.

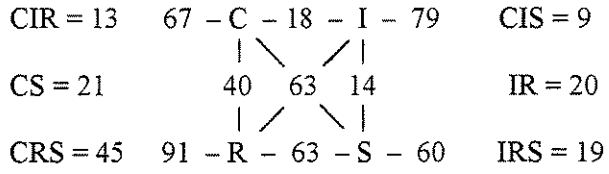


Figura 3.1 - Distribuição das espécies rupícolas nas diferentes áreas (**C** = Serra do Corvo Branco, **I** = Morro da Igreja, **R** = Serra do Rio do Rastro, **S** = Serra da Rocinha), indicando o número de espécies exclusivas de cada área (67 exclusivas de C) e o número de espécies em comum apenas entre cada par (18 entre C e I, 21 entre C e S) ou apenas entre cada trio de áreas (19 entre I, R e S), e o número das que ocorreram em todas as áreas (63).

Analisando as **abundâncias**, verificamos que apenas 5 espécies foram abundantes em todas as áreas amostradas: *Gunnera manicata*, *Eryngium smithii*, *Griselinia ruscifolia*, *Senecio desiderabilis* e *Adiantum raddianum*; as duas primeiras são endêmicas da região dos Aparados. A distribuição das abundâncias foi pouco variável entre as áreas (Tabela 3.3); ela foi praticamente idêntica na Serra do Rio do Rastro e no Morro da Igreja, áreas latitudinalmente intermediárias, tendo sido bastante semelhante a estas na Serra do Corvo Branco, e as maiores diferenças, mas ainda assim relativamente pequenas, ocorreram na área mais meridional, a Serra da Rocinha. Em todas as áreas, as espécies consideradas **raras** foram sempre a imensa maioria, significando sempre mais da metade das espécies avaliadas. As espécies consideradas **muito raras** foram a segunda classe de abundância na área mais austral, e, se unidas com as raras, as espécies destas duas categorias de menor abundância representariam 2/3 a 4/5 das espécies de cada área. As espécies consideradas **ocasionais** foram a segunda classe de abundância nas 3 áreas mais setentrionais, atingindo quase constantemente 1/5 das espécies. As espécies consideradas **comuns** e **abundantes** foram as classes menos numerosas, e, se unidas, estas duas categorias de maior abundância representariam apenas 6 a 14% das espécies rupícolas avaliadas em cada área. As espécies não avaliadas quanto à sua abundância em cada área significaram 8% (Rio do Rastro), 9% (Morro da Igreja), 10% (Corvo Branco) e 19% (Rocinha), indicando que a distribuição das abundâncias mostrada aqui é bastante representativa da grande maioria das espécies rupícolas de cada área.

Tabela 3.3 – Distribuição da abundância das espécies nas 4 áreas de VRs. Os valores fora dos parênteses representam a percentagem do total de espécies avaliadas em cada área, os de dentro são os valores absolutos, r = riqueza.

Classes de abundância	Serra do Corvo Branco (r=277)	Morro da Igreja (r=236)	Serra do Rio do Rastro (r=354)	Serra da Rocinha (r=294)
Muito raras	16 (40)	14 (30)	15 (50)	20 (47)
Raras	51 (127)	55 (118)	54 (176)	63 (149)
Ocasionais	19 (48)	18 (39)	18 (59)	13 (30)
Comuns	9 (21)	7 (15)	6 (18)	3 (6)
Abundantes	5 (12)	6 (13)	7 (21)	3 (6)

Especificamente para os Aparados, Rambo (1956a) listou 25 fanerógamas provavelmente exclusivas da VR, e Baptista *et alii* (1979) citaram 23 espécies vasculares para a vegetação "rupestre" do Parque Nacional de Aparados da Serra. Tais trabalhos comprovam como a flora da VR era enormemente

subestimada e pouco conhecida, permanecendo assim até o presente e tendo sido publicada a ocorrência de menos de 10% das espécies que efetivamente habitam tais paredões.

A grande riqueza florística da VR dos Aparados é bastante surpreendente se comparada com a riqueza encontrada em cada trabalho sobre VR mencionado a seguir (ver também a Tabela 3.4, no final desta seção), pois trata-se de uma riqueza local de aproximadamente 300 espécies rupícolas em cada área dos Aparados e cerca de no máximo 100 em cada uma das citadas na bibliografia disponível, exceto nos casos do maior inselberg da Costa do Marfim (Porembski *et alii* 1996a) e da VR de um conjunto de montanhas turcas (Hein *et alii* 1998), ambos com cerca de 200 espécies. Esta enorme riqueza florística da VR dos Aparados é ainda mais surpreendente se considerarmos que as condições abióticas dos Aparados são extremamente inóspitas e desfavoráveis para a grande maioria das espécies vasculares sul-brasileiras, tratando-se praticamente de habitats marginais (cf. Scarano 2000, 2002, *et alii* 2001).

É provável que esta grande riqueza da VR dos Aparados seja em parte conseqüência da relativamente ampla disponibilidade regional de água (neblinas freqüentes, precipitações geralmente bem distribuídas ao longo do ano, ausência de "estação seca"), onde esta não parece ser limitante, ao contrário de muitos inselbergs, talvez até mesmo do RS, onde a menor e/ou menos freqüente disponibilidade hídrica pode ter sérios efeitos redutores na riqueza florística. Por outro lado, mesmo na VR dos Aparados, em muitos locais e para muitas espécies e plantas individuais, a falta de água deve também ser um problema grave pelo menos durante alguns períodos.

Outros aspectos que podem ajudar a explicar a grande riqueza desta VR são a relativa continuidade de muitas áreas rupestres e a grande superfície rochosa exposta nos Aparados, bem como a proximidade com outros tipos vegetacionais "abertos" (campos e turfeiras planaltinos e até certo ponto restingas litorâneas), o que permite partilhar muitas espécies com estas formações vegetacionais, ampliando a riqueza local e regional da VR. Além disso, estas VRs possuem um número considerável de espécies talvez originadas nos paredões dos Aparados (ver seção 3.10), os quais representam um ambiente bastante distinto e antigo, provavelmente tendo possibilitado a ocorrência de processos especiativos locais que também contribuíram para o enriquecimento florístico da VR que ainda hoje ocupa boa parcela destas escarpas, as quais se mantêm íngremes ou quase verticais em parte pela contínua erosão e instabilidade geológica, que impedem uma completa ocupação pela vegetação florestal. E, mesmo quando esta conseguiu se instalar em diversas áreas, novos processos erosivos e deslizamentos naturais em algumas destas áreas contribuíram para o retorno de condições abióticas (solo nu ou ausente, exposição de rochas) que favoreciam espécies rupícolas ou heliófilas de pequeno porte, mais compatíveis com pequenas frestas e diminutas manchas de solo e/ou matéria orgânica acumulada sobre rochas.

A VR é bem mais rica em espécies vasculares que a MN **regionalmente**, isto é, no conjunto das áreas amostradas, e também **localmente em duas destas áreas**, igualando-se ambas numa terceira área e sendo menos rica que a MN apenas na área de menor amostragem da VR e onde a MN foi mais explorada entre as 4 áreas (Morro da Igreja). É provável que a grande heterogeneidade ambiental das áreas rupestres (diferentes substratos rochosos e idades, altitudes, declividades, umidades, exposições, níveis de intemperismo, etc.), aparentemente bem maior que a das MNs, seja a principal responsável pela ocorrência de um número tão superior de espécies. Além disso, maior heterogeneidade favorece especialmente uma maior riqueza local de espécies raras (como verificado por Vivian-Smith 1997), o que também ocorreu na VR, se comparada com as MNs. Por outro lado, as comunidades relativamente "abertas" da VR parecem permitir um ingresso bem maior de espécies que também habitam áreas campestres, turfeiras ou beiras de matas nas áreas planaltinas próximas, espécies que aparentemente dispersam propágulos para as escarpas e encostas rochosas dos Aparados e conseguem instalar indivíduos ou colônias nestas; alternativamente e/ou adicionalmente, é provável que uma parte destas espécies tenha permanentemente se reproduzido e mantido na VR de tais escarpas; espécies deste tipo, denominadas acessórias ou não-características, mostraram grande importância também na riqueza do cerrado (Castro *et alii* 1999). Além disso, diversas espécies parecem restritas ou quase a estes paredões rochosos (ver seção 3.10).

Um gênero surpreendentemente pouco rico nas escarpas dos Aparados foi *Petunia* s.l. (inclui *Calibrachoa*), que tem seu centro de diversificação no sul do Brasil, mas apenas duas espécies foram identificadas por nós nas áreas mais declivosas. Foi o gênero que teve mais espécies (3) entre as 25 espécies rupícolas citadas por Rambo (1956a). Nas áreas planaltinas nas imediações dos Aparados, cerca de uma dezena de espécies de *Petunia* endêmicas, caracterizando um dos 2 centros de diversidade do gênero (Stehmann 1999:figs.8,29), ocorrem nas proximidades dos paredões, mas a grande maioria parece não ter

condições de habitar estas escarpas, se desenvolvendo apenas em locais menos íngremes, como beiras de estradas, campos, margens de riachos, pequenos afloramentos rochosos, mas quase sempre a oeste dos Aparados. Ando & Hashimoto (1993) mostram parcialmente esta situação, especialmente na sua fig.5.

O emprego de técnicas de alpinismo para coleta em locais de difícil acesso e a inclusão de mais áreas amostradas, especialmente em locais intermediários entre as 4 estações deste trabalho, certamente ampliariam a riqueza de espécies, mas é difícil estimar em quanto. As técnicas de alpinismo foram usadas no RS por Fernandes (1990), que não comentou sobre a importância de seu uso, isto é, não se sabe o quanto a autora não poderia ter feito sem elas, e por Larocca (1998), que aparentemente deve uma parte significativa de seus resultados ao uso delas, e foram empregadas no RJ por Carauta & Oliveira (1982) e Miranda & Oliveira (1983), que também só conseguiram muitas de suas informações através destas técnicas. No caso do nosso trabalho, acreditamos que a escolha de áreas bastante extensas para coleta, associada a uma ampla variação altitudinal e latitudinal, incluindo os dois tipos básicos de substrato rochoso, tenha sido suficiente para encontrar a maioria das espécies rupícolas dos Aparados, mas temos certeza absoluta da existência de espécies adicionais restritas a alguns microssítios, bem como de outras espécies de mais ampla ocorrência e que não chegamos a observar nos ambientes rupestres amostrados. Numa estimativa grosseira, acreditamos ter registrado cerca de 70% das espécies rupícolas da região. A Tabela 3.4 permite uma comparação com riquezas e táxons mais ricos de outros estudos, comentados a seguir; certamente também existem aqui as limitações que comentamos no último parágrafo da seção 2.8 do capítulo anterior.

Fernandes (1990) listou e descreveu 106 espécies vasculares (72 angiospermas e 34 pteridófitas) comofíticas ou casmofíticas. As pteridófitas representaram 32% da flora amostrada por Fernandes, um dos maiores percentuais em levantamentos florísticos de plantas vasculares realizados no Brasil. Waldemar (1998) encontrou 103 espécies vasculares rupícolas (49 dico, 45 monocotiledôneas e 9 pteridófitas), pertencentes a 37 famílias (23 de dico e 9 de monocotiledôneas, todas senso Cronquist 1981, e 5 de pteridófitas, senso Tryon & Tryon 1982). Fernandes & Baptista (1999) registraram 119 espécies vasculares na vegetação "rupestre e para-rupestre", sendo 98 angiospermas e 21 pteridófitas.

O destaque de Cactaceae nestes 2 últimos estudos deve ser salientado, já que ela se posiciona entre as 3-4 famílias mais ricas nestas áreas mais meridionais, o que parece ser uma característica diferencial destas em relação à flora rupícola dos Aparados e talvez mesmo da Serra Geral como um todo, considerando especialmente os resultados e informações discutidos por Larocca (1998). Mesmo nas 4 áreas amostradas nos Aparados, há evidências de um gradiente latitudinal de riqueza crescente de espécies da família no sentido norte-sul, pois as duas áreas mais setentrionais possuem apenas duas espécies, enquanto a área intermediária possui o dobro e a mais austral possui o triplo. Porém, consideramos necessária uma ampliação das áreas amostradas para confirmar a existência deste suposto gradiente, que, inclusive, é o oposto da tendência verificada em outros grupos de plantas, como os epífitos, as espécies arbóreas florestais e diversas famílias tropicais (Bromeliaceae, Araceae, Melastomataceae, Begoniaceae, Arecaceae, etc.), que têm um gradiente de riqueza decrescente no sentido norte-sul, mostrado por vários trabalhos de Rambo e alguns de Reitz (como Reitz 1953). No entanto, não há novidade em alguns grupos mostrarem padrões distintos da tendência geral, especialmente se considerarmos que os cactos são plantas bastante diferenciadas das demais.

Entre as espécies identificadas no nível específico por Bolòs *et alii* (1991), das 17 encontradas unicamente como epífitos no PR, duas foram encontradas nos Aparados somente como rupícolas, duas como epífitos e rupícolas e 4 apenas como epífitos; e das 10 espécies epifíticas e rupícolas do PR identificadas, duas foram encontradas nos Aparados apenas como rupícolas e 5 tanto como epífitos quanto rupícolas. O mais inesperado é que nenhuma das 11 espécies citadas exclusivamente como rupícolas por tais autores foi encontrada como tal nos Aparados; isto pareceria indicar uma maior diferenciação no contingente talvez mais especializado, mas pelo menos 4 destas espécies ocorrem em SC e aqui não são exclusivamente rupícolas, uma delas (*Miconia cinerascens*) inclusive tendo sido encontrada nas MNs dos Aparados e na transição VR/MN.

Meirelles (1990) encontrou 104 espécies vasculares na flora rupícola litorânea do RJ (10 áreas) e ES (uma área); a riqueza de Orchidaceae provavelmente foi muito diminuída pelo extrativismo em épocas anteriores (p.148). Chama atenção a quase insignificância de Poaceae, com apenas 4 espécies, sendo que as únicas 3 identificadas são exóticas invasoras, o que parece apontar para a inexistência de espécies nativas da família nas áreas estudadas pelo autor, o que é realmente surpreendente. Meirelles (p.146) informa que a freqüência destas espécies é baixa e que elas estão "associadas principalmente com perturbações causadas pelo fogo". As pteridófitas atingiram 11 espécies (Meirelles 1990), correspondendo a 11% da flora rupícola,

percentual semelhante ao que encontramos nos Aparados. Apenas 5 espécies das identificadas por Meirelles foram por nós encontradas na VR dos Aparados, enquanto uma possível sexta, *Arecastrum romanzoffianum* (Chamisso) Beccari, não foi por nós incluída, por ter sido observada apenas em altitudes inferiores a 750 m, na Serra do Rio do Rastro, e sempre em locais aos quais não tivemos acesso para verificar se realmente ela se enquadraria em nosso conceito de rupícola. Meirelles *et alii* (1999) encontraram 86 espécies (muitas endêmicas) em 347 "ilhas de solo" em afloramentos graníticos no Rio de Janeiro, sendo Bromeliaceae, Asteraceae e Velloziaceae* as famílias mais ricas.

Carauta & Oliveira (1982), utilizando técnicas de alpinismo, encontraram 74 espécies vasculares na VR do Pão de Açúcar; *Vriesea** (4) e *Tibouchina* (2) foram os únicos gêneros com mais de uma espécie, o que se aproxima da situação encontrada na VR dos Aparados, com poucos grupos apresentando maior riqueza de espécies, o que supostamente indica menor nível de especialização e especiação da maioria dos táxons no habitat considerado. Aqui e mais adiante, inclusive na Tabela 3.4, * **indica um táxon que não foi dos 11 mais ricos na VR dos Aparados.**

No Espírito Santo, Silva *et alii* (1984) encontraram 50 espécies, das quais apenas 15 foram identificadas no nível específico, com Fabaceae (6), Euphorbiaceae* (5), Orchidaceae (3) e Poaceae (3) sendo as famílias mais ricas. Os afloramentos litorâneos estudados por tais autores mostraram-se floristicamente muito diferentes da VR estudada por nós nos Aparados.

Camargo (1987:207) afirma que o número de pteridófitas ocorrentes nos paredões rochosos é bem maior que no chão das florestas, o que foi plenamente confirmado no nosso estudo, onde encontramos 75 espécies na VR e 68 nas MNs, mas diversas espécies destas últimas foram encontradas apenas como epífitos (especialmente as Polypodiaceae), o que reduz as pteridófitas terrícolas das MNs dos Aparados a cerca de 50 espécies apenas.

Os afloramentos rochosos situados no domínio da mata atlântica abrigam comunidades floristicamente bastante diversificadas e ricas em endemismos (Porembski & Barthlott 1998). Cactaceae é a família que caracteriza os inselbergs do Escudo Brasileiro, onde os inselbergs da mata atlântica possuem uma típica flora de gêneros de Cereeae, derivados de grandes formas arborescentes como muitas espécies de *Cereus*, enquanto os inselbergs do RS possuem pequenas espécies globulares de Notocacteae (*Parodia*, incluindo *Notocactus* e *Brasilicactus*) aparentadas com espécies das regiões semi-áridas de La Plata (Barthlott *et alii* 1996). Nos Aparados, não enquadrados nestas duas regiões possuidoras de inselbergs, encontramos uma flora de cactáceas bastante reduzida, tendo algum destaque apenas a tribo predominantemente epifítica Rhipsalideae, que Barthlott *et alii* (1996) consideram um grupo ecológica e taxonomicamente bem diferente dos mencionados, mas que possui várias espécies especializadas em ambientes rupestres. Larocca (1998:63) afirma que a não ocorrência de cactos rupícolas xerófilos nos paredões dos Aparados pode estar associada à alta pluviosidade destas encostas, onde a insolação muitas vezes seria favorável a tal grupo de plantas.

Os "tapetes de monocotiledôneas" no Escudo Brasileiro são formados por *Dyckia*, *Tillandsia* e *Vriesea*, e no sul do Brasil incluem dicotiledôneas (da família Apiaceae) bromelióides, como *Eryngium pristis* (Barthlott *et alii* 1996). Esta espécie não foi encontrada na VR dos Aparados, pois parece ocorrer mais na Depressão Central do RS e ser rara nos campos de SC, mas várias outras espécies de *Eryngium* foram registradas na VR, e os 3 gêneros de Bromeliaceae foram realmente importantes, os 2 últimos apresentando várias espécies, enquanto *Dyckia* teve apenas uma espécie encontrada nas áreas amostradas, mas com grandes superfícies de VR eventualmente ocupadas por ela, e uma segunda espécie observada apenas mais para o sul dos Aparados.

Burkart (1975) inclui todos os campos brasileiros, exceto os da Campanha e da Serra do Sudeste sul-rio-grandenses, como fazendo parte do Domínio dos campos tropicais e subtropicais, com preponderância de gramíneas megatérmicas misturadas com plantas lenhosas, arbustos, etc.; as gramíneas microtérmicas são dominantes nos campos frios das estepes patagônicas ou das grandes altitudes andinas. Ele destaca que, no sul do Brasil, nas "campinas altas" ou em matas úmidas, algumas espécies de gêneros micro ou mesotérmicos (*Bromus*, *Poa*, *Festuca*, *Stipa*) florescem durante o verão. É evidente que Burkart não incluiu a VR como parte destes campos, mas muitas das espécies deles obviamente ocorrem também nela, o que justifica uma tentativa de comparação entre estes 2 tipos de vegetação.

Os grupos considerados microtérmicos por Burkart (1975; e também por Longhi-Wagner & Zanin 1998, Boechat & Longhi-Wagner 2000), inclusive os 4 gêneros citados acima, além de *Agrostis*, *Briza*, *Danthonia*, *Calamagrostis* e *Polypogon*, efetivamente ocorreram na VR dos Aparados, mas representam

menos de 1/3 das espécies da família, cuja maior parte da riqueza deve ser atribuída aos grupos meso ou megatérmicos, como *Paspalum*, *Panicum*, *Andropogon*, *Axonopus*, *Schizachyrium*, etc., que possuem praticamente o dobro de espécies. Algo semelhante ocorre com as poáceas da MN e, segundo Boechat & Longhi-Wagner (2000), também com as espécies brasileiras de *Eragrostis*, nenhuma das quais é típica de regiões altimontanas, e quase 2/3 delas são tropicais. Confirma-se assim a generalização de Rambo (1956a, 1958) sobre o grande predomínio dos elementos tropical-brasileiros em relação aos temperado-andino-australantárticos na flora geral dos Aparados; apesar disto, foi na VR que Rambo (1956a:278) encontrou a maior proporção de "andinos", chegando a 40% das 25 espécies rupícolas que ele considerou, percentual próximo ao que encontramos acima. Longhi-Wagner (1999) também explora o caráter micro ou megatérmico dos táxons na sua caracterização da flora campestre sul-brasileira, enquanto Burman (1985) confirma o destaque de *Panicum* e *Paspalum* em qualquer análise das gramíneas brasileiras.

Os "**campos rupestres**" (Joly 1970, Ferri 1974, Peron 1989, Pinto *et alii* 1990, Carvalho 1992, Eiten 1994:36-7, Harley 1995, Barros 1998, Ribeiro & Walter 1998:133-5) podem ter fortes relações com a VR, e os autores citados incluem a VR (das áreas que trataram) como parte de seu conceito (amplo) de campo rupestre, o qual parece incluir também capões de mata no caso de Peron (1989), o que nos faz tratar seus resultados apenas no cap. 2. Giulietti *et alii* (1987:1,9,142) e Giulietti & Pirani (1988:66) diferenciam campo rupestre e VR, parecendo adotar um conceito mais restrito de campo rupestre, mas Giulietti & Pirani (1988:44) evidentemente unem ambos sob esta última denominação, o que também foi feito por Giulietti *et alii* (1987:143 e sua fig.4), onde aparentemente a expressão campo rupestre tem uma abrangência maior que a adotada no início do seu trabalho. Nenhuma das 27 espécies citadas como rupícolas por Giulietti *et alii* (1987:9) foi encontrada na VR dos Aparados, mas 7 gêneros foram em comum.

Para uma área de 70 m^2 de campo rupestre graminoso, com grupos de arbustos e subarbustos em alguns locais, a cerca de 1250 m de altitude, com solo arenoso e muitos afloramentos de rochas quartzíticas, Andrade *et alii* (1986) citam 109 espécies; espécies de *Vellozia*, *Trachypogon*, *Andropogon*, *Paspalum* e *Mesosetum* tiveram as maiores freqüências e/ou densidades. Para vegetação aparentemente semelhante, em altitudes de 900 a 1100 m, mas numa área muito maior, e incluindo também locais brejosos, não mencionados no trabalho anterior, Carvalho (1992) cita 357 espécies de fanerógamas. Alves & Kolbek (1993) citam 84 espécies vasculares para comunidades rupícolas penumbrosas em pequenas cavernas de 5 áreas de campos rupestres mineiros, sendo 5 espécies em comum com a VR dos Aparados. Os 3 estudos mencionados neste parágrafo indicam que a VR dos campos rupestres do sudeste brasileiro, embora apresente semelhanças com a VR dos Aparados, possui os táxons mais ricos, e inclusive os mais abundantes e/ou freqüentes, bastante diferentes desta.

Também os chamados "**campos de altitude**" (Veloso 1966; Ferri 1974:136; Martinelli & Vaz 1986/88; Roderjan & Kuniyoshi 1987; Martinelli *et alii* 1989; Mori 1989:437; Harley 1995:64; Boldrini 1997:11, 2002; Longhi-Wagner & Zanin 1998; Judziewicz *et alii* 1999:68; Longhi-Wagner 1999; Safford 1999a, 2001; Behling 2002) parecem possuir relações importantes com a VR, já que a maioria dos autores parece incluí-la como parte destes campos, mas infelizmente não dispomos de qualquer levantamento completo de alguma área com tal tipo vegetacional, o que nos impede de compará-los com a VR dos Aparados. No Itatiaia, Ule (1895:200) já afirmava que não encontrou muita diferença entre tais campos e a vegetação dos "rochedos", embora esta última possuísse algumas espécies próprias; para tal vegetação, Ule identificou 13 espécies com os respectivos epítetos, das quais 5 foram encontradas por nós também nos Aparados: as 4 primeiras arbustivas que ele citou e uma insetívora.

O Itatiaia, geralmente considerado como típico "campo de altitude" por vários autores (como Veloso 1966:19), foi incluído como possuidor de "campo rupestre" por Mori (1989:434), enquanto Harley (1995:64) considera que não haveria esta última formação ali, o que também fica implícito em Martinelli *et alii* (1989), Giulietti & Forero (1990:8) e Eiten (1994:37), mas demonstra que as relações entre campos rupestres e de altitude ainda não estão bem definidas, o que já era evidente no tratamento dado por Ferri (1974:134-8); Roderjan & Kuniyoshi (1987) parecem tratá-los como sinônimos. Segundo Martinelli *et alii* (1989:131), 44 espécies dos campos de altitude do Itatiaia (10% do total) foram também em comum com os campos rupestres, mas a proporção de espécies do campo de altitude do Campo das Antas que têm distribuição geográfica também nos campos rupestres foi de apenas 6,3% (22 espécies). Um possível elemento decisivo para diferenciá-los parece ser a riqueza e abundância das espécies de Velloziaceae, considerada importante marcadora para os campos rupestres por Harley (1995), mas que também tem algumas espécies ocorrendo

nos campos de altitude (Martinelli *et alii* 1989); Ribeiro & Walter (1998:135) apontam o gênero *Vellozia* como bom indicador dos campos rupestres.

Os inselbergs sul-americanos são caracterizados por apresentarem Melastomataceae, Orchidaceae, Bromeliaceae e Euphorbiaceae como as famílias mais ricas em espécies (Porembski 2002). Ibisch *et alii* (1995) encontraram cerca de 130 espécies vasculares nos inselbergs bolivianos, com pequeno número de espécies restritas a eles, atribuindo a menor diversidade destes inselbergs, em relação aos brasileiros e venezuelanos, à localização isolada e marginal dos bolivianos dentro de uma zona climática de transição, onde várias mudanças climáticas severas teriam limitado a especiação e ampliado as taxas de extinção; porém, os autores não dão qualquer justificativa para sua suposição de que a especiação fosse reduzida nestas situações. Funes & Cabido (1995) registraram 319 espécies vasculares em 83 inventários na VR argentina (ca. 32°S) entre 1100 e 2250 m de altitude, sendo Poaceae (61), Asteraceae (50) e Fabaceae (8) as famílias mais ricas, com as duas primeiras representando 35% do total de espécies; cada comunidade reconhecida possuiu entre 50 e 110 espécies no total e uma média de 20 a 30 espécies em cada inventário, sendo que tanto a riqueza regional quanto a local diminui com o aumento da altitude e ambas são aparentemente bem inferiores às da VR dos Aparados. Gröger & Barthlott (1996) encontraram 614 espécies vasculares em 58 inselbergs graníticos venezuelanos (excluindo do estudo matas com mais de 6 m de altura), uma riqueza muito próxima à registrada na VR dos Aparados, mas aparentemente incluíram espécies e vegetações que não seriam consideradas no nosso conceito de rupícola. Os gêneros mais ricos não foram informados nestes 3 últimos estudos.

Num "tepui" venezuelano, em ilhas de vegetação herbácea ou arbustiva, Michelangeli (2000) registrou 35 espécies de angiospermas (e 5 de liquens). Sarthou & Villiers (1998) encontraram 81 espécies vasculares (78 angiospermas e 3 pteridófitas) em 3 inselbergs da Guiana Francesa, sendo Cyperaceae (8), Poaceae (7) e Lentibulariaceae* (5) as famílias mais ricas, representando 25% da flora total e várias das espécies mais comuns, mas Bromeliaceae também se destacou no último aspecto. Sobre rochas vulcânicas de 40 anos de idade na Nicarágua, Gillespie & Prigge (1997) registraram 59 espécies vasculares (10 pteridófitas, 22 mono e 27 dicotiledôneas), em 14 parcelas de 100 m^2 cada, dispostas em intervalos altitudinais de 100 m, entre 200 e 1500 m de altitude.

Na África, os inselbergs da Costa do Marfim são os melhor estudados e 400-600 espécies vasculares são conhecidas daí, onde cada inselberg possui de cerca de 70-100 espécies (Barthlott *et alii* 1993, 1996), mas a flora dos afloramentos graníticos deste país (excluindo as formações florestais) consiste de cerca de 80 espécies (Ibisch *et alii* 1995) e a flora total dos inselbergs foi menor que a da VR dos Aparados. Outros trabalhos nestes inselbergs foram feitos por Dörrstock *et alii* (1996), Porembski (1996; & Brown 1995; *et alii* 1995, 1996b), Porembski & Barthlott (1997; 26 espécies) e Krieger *et alii* (2000; 34 espécies). Porembski *et alii* (1996a) encontraram 194 espécies vasculares no maior inselberg da Costa do Marfim, o Monte Niangbo, que inclui manchas de savana e mata e abriga 5,3% da flora do país, embora represente apenas 0,002% da área do país. Ao contrário dos inselbergs neotropicais, nos africanos são relativamente raras as orquídeas epilíticas e outras espécies derivadas das comunidades epifíticas; os inselbergs de Madagascar são particularmente caracterizados por um grande número de suculentas anãs (Barthlott *et alii* 1996). Orchidaceae não é "constituinte das floras rupestres africana e [norte-]americana" (Meirelles 1990:148).

A vegetação dos inselbergs australianos é considerada significativamente diferente da VR de outras regiões, em função do domínio de espécies de Asteraceae e Liliaceae* s.l., que, juntamente com Stylidiaceae, representam cerca de 40% das espécies (Barthlott *et alii* 1996). Segundo Cronquist (1981), Stylidiaceae pertence à Campanulales e é composta por cerca de 155 espécies de pequenas ervas ou às vezes subarbustos, freqüentemente xerofíticas, ocorrentes inclusive no sul da América do Sul; uma única espécie ocorre na Argentina (Zuloaga *et alii* 1999). Como Barthlott *et alii* (1996) não mencionam Asteraceae como importante para os inselbergs de qualquer outra região (embora tenha sido listada para o Zimbabwe, por Gröger & Barthlott 1996), pode-se considerar que os inselbergs australianos parecem ter certa similaridade florística com os sul-brasileiros, em função do grande número de espécies de Asteraceae que ambos possuem, o que também ocorre nos campos altimontanos do sudeste brasileiro (Safford 1999a), sendo necessário um aprofundamento da comparação no nível de gênero e a análise de outras famílias, para ver se as semelhanças aumentam ou não. O pequeno número de estudos publicados sobre os inselbergs australianos (Barthlott *et alii* 1996) impede uma conclusão mais definitiva.

Tabela 3.4 – Famílias e gêneros mais ricos em levantamentos de áreas rupestres. * indica um táxon que não foi dos 11 mais ricos na VR dos Aparados.

Região; riqueza; fonte	Famílias mais ricas	Gêneros mais ricos
SC/RS, Aparados da Serra Geral, 4 áreas; 642 espécies vasculares; **Este estudo**	Asteraceae (119), Poaceae (72), Cyperaceae (24), Fabaceae (20), Orchidaceae (19), Polypodiaceae (17), Rubiaceae (17), Apiaceae (15), Bromeliaceae (15), Melastomataceae (15) e Solanaceae (15)	*Baccharis* (27), *Eupatorium* (17), *Begonia* (11), *Lycopodium* (10), *Senecio* (10), *Paspalum* (9), *Polypodium* (8), *Eryngium* (8), *Gamochaeta* (8), *Solanum* (8) e *Tibouchina* (8)
RS, 2 morros areníticos; 106 espécies vasculares; Fernandes 1990	Bromeliaceae (10), Asteraceae (9), Melastomataceae (7), Orchidaceae (6), Poaceae (6), Blechnaceae* (5), Hymenophyllaceae* (5) e Polypodiaceae (5)	*Blechnum** (5), *Tillandsia** (5), *Baccharis* (4), *Elaphoglossum** (3), *Hymenophyllum** (3), *Polypodium* (3), *Eupatorium* s.l. (3), *Leandra**(3)
RS, Parque Itapuã; 103 espécies vasculares; Waldemar 1998	Poaceae (18), Asteraceae (16), Bromeliaceae (8), Cactaceae* (6), Orchidaceae (5) e Polypodiaceae (4)	*Eupatorium* s.l. (4) e *Polypodium* (3)
RS, inselbergs da "Casa de Pedra"; 119 espécies vasculares; Fernandes & Baptista 1999	Poaceae (19), Asteraceae (10), Cactaceae* (10), Bromeliaceae (7), Cyperaceae (7) e Polypodiaceae (7)	*Polypodium* (5), *Aristida** (5), *Croton** (4), *Parodia** (4), *Tillandsia** (4), *Peperomia** (3) e *Solanum* (3)
RJ e ES, 11 áreas litorâneas; 104 spp. vasc.; Meirelles 1990	Bromeliaceae (19), Asteraceae (8), Orchidaceae (8), Velloziaceae* (8), Cactaceae* (6), Cyperaceae (5) e Euphorbiaceae* (5)	*Tillandsia** (6), *Vriesea** (6), *Pitcairnia** (5), *Pleurostima** (4) e *Vernonia** (4)
RJ, um morro; 74 espécies vasculares; Carauta & Oliveira 1982	Bromeliaceae (10), Orchidaceae (7), Cactaceae* (4), Euphorbiaceae* (3) e Poaceae (3)	*Vriesea** (4) e *Tibouchina* (2)
MG, 70 m^2 de um morro; 109 espécies; Andrade *et alii* 1986	Poaceae (38), Asteraceae (17), Malpighiaceae* (8), Cyperaceae (6), Rubiaceae (5), Fabaceae s.l. (4), Iridaceae* (4), Melastomataceae (4) e Velloziaceae* (4)	*Axonopus** (7), *Paspalum* (5), *Vernonia** (4), *Andropogon** (3), *Borreria** (3) e *Panicum** (3)
MG, Serra da Bocaina; 357 espécies de espermatófitas; Carvalho 1992	Asteraceae (63), Poaceae (42), Melastomataceae (28), Fabaceae s.l. (26), Cyperaceae (19), Malpighiaceae* (17), Myrtaceae* (14) e Rubiaceae (13)	*Vernonia** (17), *Eupatorium* (9), *Paspalum* (8), *Rhynchospora** (8), *Miconia** (7), *Chamaecrista** (6), *Hyptis** (6) e *Tibouchina* (6)
MG, cavernas de 5 áreas; 84 espécies vasculares; Alves & Kolbek 1993	Eriocaulaceae* (22), Asteraceae (8) e Melastomataceae (7)	*Paepalanthus** (16), *Miconia** (4), *Selaginella** (3) e *Syngonanthus** (3)
Venezuela, 58 inselbergs graníticos (exclui matas com mais de 6 m altura); 614 espécies vasculares; Gröger & Barthlott 1996	Fabaceae s.l. (48), Cyperaceae (40), Rubiaceae (40), Melastomataceae (36), Orchidaceae (33), Poaceae (31), Bromeliaceae (20), Apocynaceae* (18), Euphorbiaceae* (15), Asteraceae (14), Myrtaceae* (14) e Eriocaulaceae* (13)	Não indicados
Venezuela, um tepui; 35 spp. angiospermas; Michelangeli 2000	Orchidaceae (6), Bromeliaceae (3), Lentibulariaceae* (3) e Xyridaceae* (3)	
Guiana Francesa, 3 inselbergs; 81 spp. vasc.; Sarthou & Villiers 1998	Cyperaceae (8), Poaceae (7) e Lentibulariaceae* (5)	
Nicarágua, um vulcão; 59 espécies vasculares; Gillespie & Prigge 1997	Orchidaceae (15), Asteraceae (7), Bromeliaceae (4), Rubiaceae (4), Polypodiaceae (3), Begoniaceae* (3), Ericaceae* (3), Gesneriaceae* (3) e Poaceae (3)	*Polypodium* (3), *Begonia* (3), *Elleanthus** (3), *Clusia** (2), *Encyclia** (2), *Epidendrum** (2), *Hillia** (2), *Kohleria** (2, Gesneriaceae) e *Scaphyglottis** (2, Orchidaceae)
Costa do Marfim, Monte Niangbo; 194 spp. vasc.; Porembski *et alii* 1996a	Poaceae (24), Cyperaceae (17), Scrophulariaceae* (11) e Fabaceae s.str. (9)	*Utricularia** (6), *Indigofera** (5) e *Panicum** (5)
Costa do Marfim, inselbergs Gröger & Barthlott 1996	Fabaceae (75, excl. Mim.), Poaceae (72), Cyperaceae (68), Scrophulariaceae* (23) e Rubiaceae (22)	
Zimbabwe, inselbergs; Gröger & Barthlott 1996	Poaceae (53), Cyperaceae (40), Fabaceae s.str. (40), Asteraceae (33) e Scrophulariaceae* (22)	
Turquia, Taurus mountains; 217 espécies vasculares; Hein *et alii* 1998	Brassicaceae* (25), Caryophyllaceae* (21), Asteraceae (19), Lamiaceae* (14), Poaceae (13), Boraginaceae* (12) e Scrophulariaceae* (12)	

Os inselbergs em regiões temperadas são raros e considerados como remanescentes de condições climáticas tropicais do Terciário, tendo em geral uma vegetação mais pobre em espécies e mais uniforme que nos trópicos; em grandes afloramentos graníticos norte-americanos, o número de espécies dificilmente ultrapassa 20 espécies, enquanto inselbergs africanos de tamanho semelhante possuem até 100 espécies (Barthlott *et alii* 1996). Alguns trabalhos na América do Norte encontraram floras com mais de 100 espécies em áreas de afloramentos (por exemplo, 175 em Shields & Crispin 1956), mas nestes casos não houve preocupação em diferenciar comunidades rupícolas e não-rupícolas.

A VR num conjunto de montanhas turcas apresentou 217 espécies vasculares, das quais apenas 10 pteridófitas (Hein *et alii* 1998), uma destas e os 4 gêneros em comum com a VR dos Aparados. Os afloramentos rochosos e penhascos possuem algumas das comunidades floristicamente mais diversificadas da Irlanda, tanto que uma grande proporção da flora irlandesa já foi registrada neles; os habitats escarpados com maior diversidade de espécies são provavelmente os sujeitos a menos extremos de variabilidade ambiental, mas os penhascos mais variáveis deveriam ter geralmente as mais ricas floras, por causa da grande amplitude de microhabitats (Cooper 1997). Os principais fatores determinantes da composição florística das comunidades destes penhascos estavam relacionados à influência do mar (distância dele, moderação do clima, efeitos da salinidade e suprimento de minerais) e à altitude, sendo as características químicas e físicas (composição, rijeza da rocha, exposição solar) consideradas secundárias, embora algumas espécies tenham suas distribuições influenciadas por elas (Cooper 1997), o que também é suposto (para outras regiões) por Gerrath *et alii* (2000) e Matthes *et alii* (2001) para algas. As maiores altitudes (num gradiente de 15 a 380 m) possuíam menos espécies que as menores (Cooper 1997), padrão relativamente semelhante ao encontrado por Wiser *et alii* (1996), num gradiente de 1370 a 1895 m. Nas Ilhas Britânicas, muitas das comunidades rupícolas mais ricas em espécies estavam sobre rochas suficientemente resistentes para possibilitar um grau de estabilidade geral para a sobrevivência de suas espécies, mas macias o bastante para serem intemperizadas e fornecerem suficientes nutrientes minerais; basaltos rijos e muito estáveis tinham menor riqueza de espécies que basaltos menos estáveis (Cooper 1997). Nos Aparados, e aparentemente nas VRs brasileiras como um todo, tais aspectos ainda são praticamente desconhecidos, o que impossibilita maiores comparações ou discussões, mas é importante que tais fatores sejam considerados num futuro breve, diante da sua provável importância na determinação da riqueza de espécies das nossas VRs.

Em vista do que foi discutido nesta seção, pode-se concluir que a VR dos Aparados apresenta um caráter muito mais tropical que temperado, tanto em função da relativamente grande riqueza de espécies quanto da destacada variação vegetacional, aqui considerada em relação ao grande número de tipos biológicos e às diferentes combinações destes tipos, além da presença de diversos elementos tipicamente tropicais, como Bromeliaceae, Gesneriaceae, Begoniaceae, *Peperomia*, *Doryopteris* e Melastomataceae, cuja ocorrência um pouco mais ao sul já é bem menos expressiva, o mesmo talvez podendo ser esperado das Orchidaceae rupícolas. Tal diluição dos elementos tropicais no sentido norte-sul já fora descrita por vários trabalhos de Rambo, Reitz (1953, 1961), Waechter & Jarenkow (1994), etc., e foi muito bem comprovada nas espécies epifíticas costeiras por Waechter (1992), mas não é tão evidente quando consideramos apenas a VR das 4 áreas amostradas nos Aparados. Também não é muito óbvia na MN, mas é perceptível em alguns grupos. Na VR, parece ocorrer em Begoniaceae, *Elaphoglossum*, *Lycopodium*, *Grammitis*, *Polygala* e *Senecio*, mas é difícil uma confirmação deste possível padrão, pois os gradientes altitudinais de cada área amostrada provavelmente têm forte influência nas riquezas encontradas em cada grupo, além de o gradiente latitudinal explorado nesta tese ter sido relativamente pequeno e de as pequenas superfícies amostradas impossibilitarem uma maior garantia de inexistência dos táxons nas áreas onde eles ainda não foram encontrados, o que também está associado ao caráter bastante esporádico da ocorrência da grande maioria dos táxons da VR. Tudo isto certamente influencia e dificulta a interpretação das variações latitudinais na riqueza e mesmo das diferenças entre as riquezas locais amostradas.

3.6. Algumas observações fitofisionômicas e ecológicas

A VR dos Aparados é principalmente herbácea ou subarbustiva, mas apresenta também arbustos eventualmente, estes principalmente formando pequenas manchas em locais aparentemente mais favoráveis, e até arvoretas. Vários destes arbustos são plantas subdesenvolvidas de espécies normalmente arbóreas das florestas próximas. É muito freqüente, tanto para ervas/subarbustos quanto para arbustos, a ocorrência de indivíduos praticamente isolados nos paredões, ocorrendo também até arvoretas nesta situação, como já mencionado por Baptista *et alii* (1979:8); a importância destes indivíduos lenhosos isolados no alargamento

de fendas e na ruptura de rochas já foi destacado por vários autores, como Waldemar (1998:30). Tapetes de plantas são formados por algumas espécies de porte geralmente menor e cujo crescimento vegetativo é intenso, produzindo uma certa fitomassa com muitas ramificações densamente justapostas ou entrelaçadas, como ocorre em vários musgos, hepáticas, liquens e também em *Selaginella* (sobre este aspecto, ver as duas próximas seções).

Outros tipos de desenvolvimento muito comuns são a formação de touceiras de plantas ou a presença de indivíduos rosetados (possuidores de folhas rosuladas; ou bromelióides), pois ambos proporcionam o acúmulo de poeiras e partículas de solo, bem como de umidade, a qual é pelo menos parcialmente suprida pelo orvalho noturno e pela condensação da neblina sobre as superfícies vegetais. Entre as plantas rosetadas, destacam-se todas as espécies de Bromeliaceae (exceto *Tillandsia usneoides*, não estritamente rupícola, mas epífito sobre VR), Eriocaulaceae, Droseraceae, Plantaginaceae, *Eryngium*, *Hypochaeris*, *Pamphalea*, *Trichocline*, *Perezia*, *Hieracium*, *Chaptalia*, *Gamochaeta*, *Hypoxis*, *Hippeastrum*, *Oenothera*, *Pelexia*, *Cranichis*, além de espécies de *Carex*, *Noticastrum*, *Habenaria*, *Cyperus*, *Rhynchospora*, etc.

A **espécie mais evidente**, e também uma das mais freqüentes e abundantes (Fotos 3 e 8), é *Gunnera manicata*, um dos vários endemismos dos Aparados, popularmente chamada urtigão ou urtigão-da-serra, com limbos gigantescos e relativamente arredondados de até mais de 2 m de diâmetro (Foto 33), pecíolos de geralmente 1-2 m de comprimento e vários cm de diâmetro, e rizoma com até 40 cm de diâmetro. É possível que esta espécie seja a mais importante da VR, já que além de tudo participa do processo de fixação de N, pois é hospedeira de cianofíceas do gênero *Nostoc*, o que será detalhado na seção 3.8. Outra espécie do gênero (*G. insignis*) foi a mais abundante no estudo de Gillespie & Prigge (1997), chegando a formar estandes quase puros de mais de 75 ha num vulcão da Nicarágua, sobre rochas formadas a partir de uma erupção de lava há 40 anos. Na VR dos Aparados, outras espécies que se destacam pelas grande importância fitofisionômica são *Eryngium smithii*, *Chusquea mimosa*, *Griselinia ruscifolia*, *Senecio desiderabilis*, *Cortaderia selloana* e *Mimosa taimbensis*, que também apresentam ampla ocorrência ao longo de praticamente todas as áreas amostradas.

Nosso estudo se restringiu às plantas vasculares, mas devemos destacar também a importância de espécies não-vasculares durante as fases iniciais de colonização dos paredões pela VR. Nestas, algas, liquens e briófitas são muito evidentes e importantes (ver seções 3.7 e 3.8), desenvolvendo-se em locais que praticamente impossibilitam a germinação ou o desenvolvimento de plantas vasculares, como em paredões lisos quase verticais e sem acúmulo de solo ou água. A instalação de espécies avasculares provoca alterações nos microssítios ocupados por elas, tornando possível o crescimento de algumas espécies vasculares pioneiras, que alteram ainda mais as condições abióticas locais. A Figura 3.2 tenta expressar a repartição de espaço ocupado e fitomassa acumulada entre diferentes grupos de espécies rupícolas, sob variados níveis de recursos abióticos (excluída a radiação solar), considerando tanto os recursos existentes quanto a instabilidade na disponibilidade deles. Vários outros fatores e/ou processos certamente também afetam a VR e não estão incluídos neste diagrama, alguns dos quais ainda serão abordados a seguir, nesta ou nas duas próximas seções.

A tolerância à dessecação, bem sintetizada por Bewley (1979), Alpert (2000) e Hoekstra *et alii* (2001), e amplamente discutida em Alpert & Tuba (2000a), inclusive quanto à sua possível evolução e classificação (Oliver *et alii* 2000), parece ser a mais notável adaptação ecofisiológica entre as plantas vasculares dos inselbergs tropicais (Lüttge 1997); na África e na América do Sul, este tipo de plantas tolerantes representa um importante componente das comunidades de vários inselbergs, além de também ser encontrado na Índia e Austrália (Gaff 1977, 1987; Lüttge 1997). A tolerância à dessecação das estruturas vegetativas é comum nas plantas não-vasculares, mas é rara nas vasculares (Bewley 1979, Alpert 2000, Larcher 2000:417, Oliver *et alii* 2000, Porembski & Barthlott 2000b). Nas últimas, ocorre em diversos grupos de pteridófitas (Gaff 1977, Larcher 1986, Lüttge 1997, Alpert 2000, Iturriaga *et alii* 2000, Porembski & Barthlott 2000b), mas nas angiospermas está mais concentrada nas monocotiledôneas e é bem menor nas dicotiledôneas (Gaff 1977, Alpert 2000). As dicotiledôneas tolerantes à dessecação estão aparentemente ausentes na América do Sul (Gaff 1987), onde as mais importantes famílias tolerantes à dessecação são Velloziaceae, Poaceae e Cyperaceae (Lüttge 1997, Iturriaga *et alii* 2000). Entre as angiospermas, a evolução da tolerância à dessecação ocorreu praticamente só dentro de linhas primariamente herbáceas (Porembski & Barthlott 2000b), embora não se deva esquecer que certas partes das plantas deste grupo (como polens e sementes) muitas vezes possuem tal capacidade (Bewley 1979, Hoekstra *et alii* 2001).

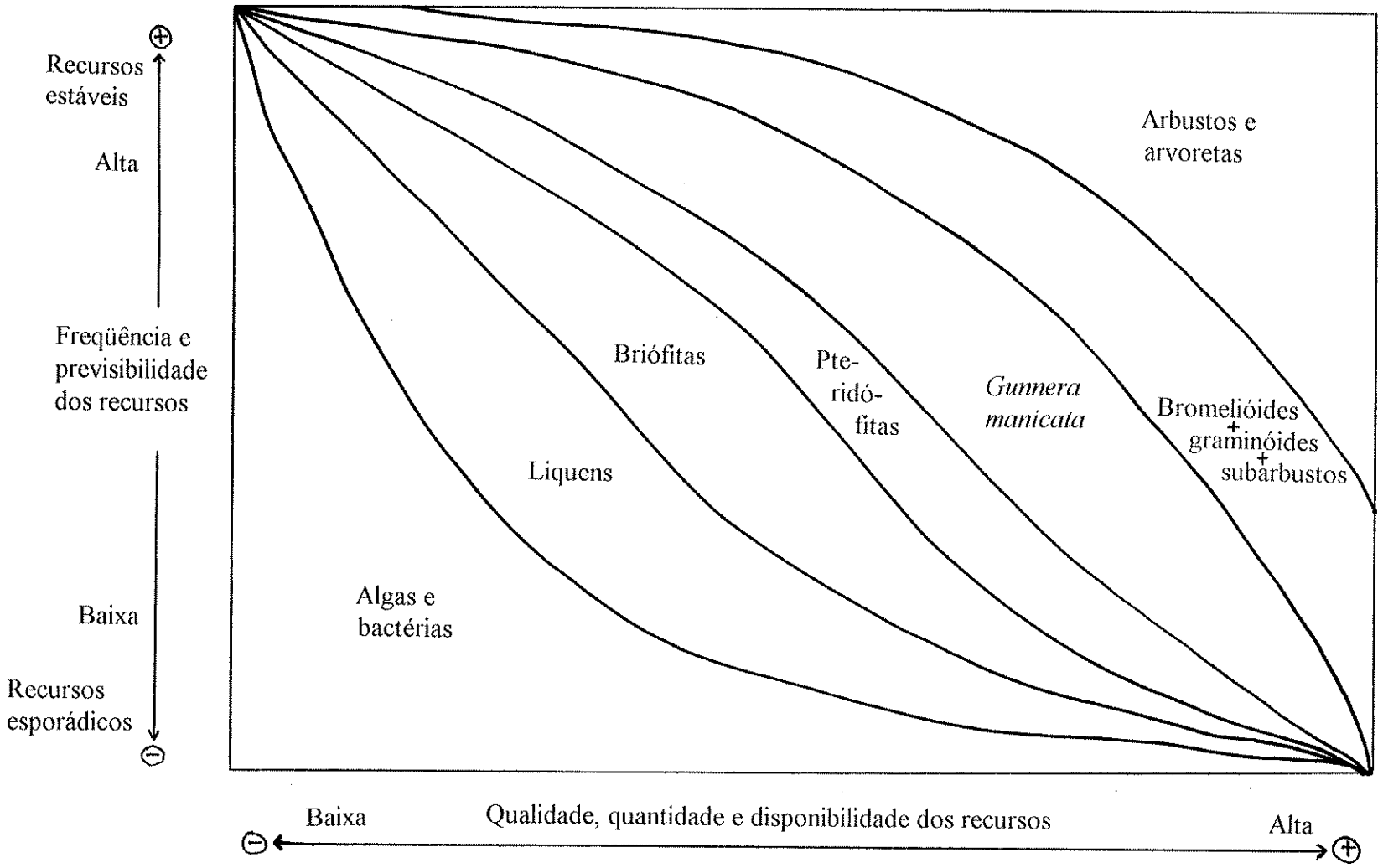


Figura 3.2 - Tentativa de esquematização da fitomassa e importância relativa (ou participação) dos grupos de plantas em diferentes combinações de estabilidade e disponibilidade de recursos (minerais e hídricos) na vegetação rupícola dos Aparados da Serra. Inspirada em Shmida & Burgess (1988, sua fig.10), mas muito modificada.

Meirelles (1990:235) atribui a Gaff (1977) a afirmação de que as espécies tolerantes à dessecação são as principais pioneiras das litossséries africanas, enquanto Lüttge (1997:342) atribui ao mesmo autor a afirmação de que tais plantas representam o mais importante componente das comunidades dos inselbergs africanos. Estas afirmações **não** foram feitas por Gaff, que inclusive afirma que "a tolerância à dessecação não é tão rara na região quanto se supunha antes", além de dizer que tais espécies são predominantemente pioneiras e que muitas estão confinadas a xerossséries, mas sem qualquer outra afirmação mais geral que pudesse levar os primeiros autores às confusões mencionadas. Ibisch *et alii* (1995) relacionam o caráter de peciloidria (ou poiquiloidria, cf. Larcher 1986:224, 2000:231) com peciloclorofilia (que talvez seja a forma de tolerância à dessecação mais derivada, cf. Oliver *et alii* 2000) em *Vellozia tubiflora*, onde as folhas dessecadas perdem toda a clorofila, e depois da reidratação da planta, as folhas começam a tornar-se verdes a partir da base; Oliver *et alii* (2000) fazem a mesma relação com *Xerophyta scabrida*, espécie africana da mesma família.

As pteridófitas rupícolas apresentam várias adaptações à seca mais ou menos intermitente (Camargo 1987:212). Entre as adaptações observadas em pteridófitas da VR dos Aparados, está a proteção dada por grande densidade de escamas e/ou pêlos nas folhas de *Dryopteris wallichiana*, *Polypodium hirsutissimum*, *P. lepidopteris*, *Elaphoglossum edwallii*, *E. jamesonii*, *Polystichum* aff. *lanosum*, *Hymenophyllum rufum*, *Grammitis achilleifolia*, *Anemia tomentosa*, *Thelypteris torresiana*, *Gleichenia* sp., *Eriosorus myriophyllus*; inclusive, o próprio epíteto de 5 destas espécies destacou tal aspecto. Ceras foliares extremamente conspícuas foram observadas especialmente em espécies de Pteridaceae: *Notholaena nivea*, *Pityrogramma calomelanos* e *P. tartarea*. Durante maiores períodos sem chuva, várias espécies mostraram sinais de tolerância à dessecação, como nas plantas que curvam e enrolam suas folhas, para dentro (inflexão) ou para fora (reflexão), em ambos os casos reduzindo a superfície foliar exposta à radiação solar direta e aos ventos; a inflexão das folhas foi observada em *Doryopteris* spp., *Polypodium hirsutissimum*, *P. lepidopteris*, enquanto a reflexão só foi percebida em *P. pleopeltifolium*. O tipo de curvamento não chegou a ser registrado em várias outras espécies que mostraram este comportamento, como *Campyloneurum austrobrasilianum*, *Hymenophyllum* spp., *Anemia tomentosa*, *Polypodium squalidum*, *P. typicum*, *Grammitis pilosissima*. A escleromorfia do limbo de *Blechnum australe*, *B. distans*, *Pteridium aquilinum*, *Dicksonia sellowiana*, *Dicranopteris* spp., *Gleichenia bifida*, *Doryopteris* spp., bem como o espessamento do limbo de *Niphidium rufosquamatum* e *Pleopeltis macrocarpa*, parecem ser outras adaptações foliares ao ambiente rupestre.

Uma adaptação talvez mais especializada é o que Camargo (1987:214) denomina de anabiose (ou "estado anabiótico", cf. Larcher 2000:418; ou anidrobiose, cf. Hoekstra *et alii* 2001), que é a suspensão das atividades vitais em condições adversas, permitindo a resistência do indivíduo em vida latente por um tempo relativamente longo e com o mínimo de perda de massa e energia. Em condições de seca, algumas espécies parecem manter-se neste estado, submetendo-se à desidratação e, aparentemente, à perda de clorofila (suposta em função de forte alteração da coloração do limbo, que clareia bastante em relação ao normal). Percebemos isto em *Doryopteris* spp., *Campyloneurum austrobrasilianum*, *Polypodium pleopeltifolium*, *P. squalidum* e *Selaginella microphylla*, que rapidamente recuperam a aparência normal após um curto período de chuvas e seriam chamadas de "revivescentes" por Meirelles (1990:206), mas este **não** encontrou "diminuição notável do conteúdo de clorofila durante a dessecação" das criptógamas revivescentes.

A tolerância mais extrema à dessecação é denominada de ressurreição por Scott (2000; que apresenta uma breve revisão sobre este fenômeno), Lambers *et alii* (1998; como sinônimo de peciloidria) e outros. Ela é caracterizada pela perda de quase toda a água dos tecidos da planta e pela sobrevivência desta num estágio dormente durante um período longo, mas a planta é capaz de logo reidratar-se quando a água estiver disponível e de rapidamente reviver e retornar à sua aparência primitiva e à plena atividade metabólica. A mais rápida ressurreição de uma angiosperma ocorre duas horas após a reidratação, mesmo depois de ela passar por uma completa desidratação durante até 11 meses de estação seca (Heilmeier & Hartung 2001). Já Farrant (2000), Larcher (2000:418), Porembski & Barthlott (2000b) e Hoekstra *et alii* (2001) consideram a "ressurreição" (ou plantas "ressurgentes") como sinônimo de tolerância à dessecação, o que talvez não seja o mais recomendável, pois parece fazer sentido considerar a primeira como um tipo mais extremo dentro da segunda capacidade.

Entre as angiospermas, percebemos adaptações morfológicas semelhantes às das pteridófitas, como a grande densidade de pêlos (*Achyrocline*, *Baccharis leucopappa*, *Gamochaeta*, *Mikania lanuginosa*, *Senecio paranensis*, *Tabebuia alba*, *Buddleja cestriflora*, *B. kleinii*, *Dichondra sericea*, *Croton patrum*, *Mimosa*

pilulifera, *M. taimbensis*, *Glechon discolor*, *Leandra erostrata*, *Tibouchina pilosa*, *Plantago* sp.2, *Solanum* cf. *mauritianum*, *S. sanctae-catharinae*, *S. variabile*, entre outras) ou escamas (*Tillandsia* spp., *Begonia squamipes*, *Croton erythroxyloides*, *C. migrans*, *C. pallidulus*) de muitas espécies. A grande densidade de pêlos sobre brácteas densamente dispostas é interpretada por Tsukaya & Tsuge (2001) como uma adaptação convergente que permite o florescimento em baixas temperaturas, evitando a inibição da meiose das células-mãe; nos Aparados, tal adaptação foi muito evidente em *Trichocline catharinensis* e *Baccharis* aff. *curitybensis*, mas uma avaliação mais cuidadosa encontrará diversas outras espécies com flores envolvidas por densa pilosidade durante os estágios iniciais da gametogênese; é possível que as brácteas involucrais de várias espécies também tenham função similar. No caso de algumas Cactaceae, outra função supostamente protetora foi desempenhada por espinhos muito densamente dispostos sobre o cladódio (reduzindo o resfriamento e aquecimento da superfície da planta, cf. Grubb 1992), em *Brasilicactus* e *Notocactus*. Também registramos o espessamento de folhas de *Dyckia* spp. e a escleromorfia do limbo de *Senecio oreophilus*, *Senecio* sp. nova, *Gaultheria organensis*, *Leandra erostrata*, *Tibouchina ramboi*, *Roupala asplenioides*, *R. rhombifolia*, etc. Ceras foliares evidentes foram muito raras, ocorrendo em *Drimys angustifolia* e, talvez, em *Clusia parviflora* e *Senecio brasiliensis*, embora apenas suponhamos que o hipofilo esbranquiçado das últimas duas decorra da cerosidade.

Acreditamos que as adaptações morfológicas citadas no parágrafo anterior sejam úteis e funcionais para as plantas que as possuem, mas apenas trabalhos auto-ecológicos ou ecofisiológicos poderão comprovar os mecanismos, fatores e processos envolvidos com as características xeromórficas citadas anteriormente, sendo que tal tipo de estudo já foi desenvolvido em cerrado e caatinga, por Ferri, Arens e outros pesquisadores, havendo também alguns trabalhos realizados em grandes altitudes do sudeste (como Camerik & Werger 1981, Scarano 2002, *et alii* 2001). No sul do Brasil, Rambo e Klein chamaram atenção para a existência de muitas espécies campestres com características xeromórficas, que atualmente vivem numa região de clima úmido; isto pode ser visto como uma combinação pouco coerente ou no mínimo inesperada, que pode ser interpretada como evidência de paleoclimas mais secos, mas ainda não foi suficientemente estudada nesta região, e menos ainda na VR dos Aparados.

Um aspecto pouco explorado em comunidades abertas, e que ainda não recebeu qualquer atenção nos Aparados, é o dos mecanismos de dispersão de sementes e/ou frutos, que tiveram um papel decisivo na colonização de paredões e escarpas, bem como ainda terão na sobrevivência da atual VR destas áreas. Melcher *et alii* (2000) fizeram um excelente estudo sobre a dispersão de espécies não-florestais e de grande altitude, recomendável (tanto pela qualidade das ilustrações quanto pela ocorrência de muitos gêneros em comum) como base para uma futura análise deste aspecto na VR, ainda que não inclua a endozoocoria e a anemocoria, esta certamente muitíssimo importante tanto nos páramos quanto nas VRs dos Aparados, em função de Asteraceae e Poaceae serem as famílias mais ricas de ambas as vegetações. A anemocoria também foi muito predominante no estudo de Gillespie & Prigge (1997). Em relação a Asteraceae, Venable & Levin (1983) analisaram 18 floras regionais e um total de quase 6 mil espécies, reconhecendo 4 classes de estruturas de dispersão, encontrando as estruturas adesivas mais freqüentemente relacionadas com plantas anuais e/ou de baixa estatura, e as estruturas plumosas mais freqüentemente associadas com plantas perenes ou bienais e/ou com maior estatura.

Em trabalhos feitos em diversos ecossistemas do planeta, as tendências gerais da dispersão de sementes são o predomínio de espécies anemocóricas naqueles mais secos e abertos, e o de espécies zoocóricas nos ecossistemas mais úmidos e densos ("closed"); nos páramos, a dispersão nas menores altitudes é feita principalmente por animais, enquanto nas maiores predomina a anemocoria, sendo que as formigas estão grandemente ausentes acima de 3000 m de altitude (Melcher *et alii* 2000). Na sucessão primária em um vulcão nicaragüense, a anemocoria foi quase absoluta nas menores altitudes (200-800 m), associada ao predomínio de espécies herbáceas, enquanto a zoocoria teve certa freqüência nas maiores (900-1500 m), relacionada a espécies lenhosas, embora a riqueza de espécies em todas as altitudes tenha sido determinada majoritariamente por espécies com síndrome anemocórica (Gillespie & Prigge 1997). Também em sucessão primária sobre lavas vulcânicas, só que numa ilha, as plantas lenhosas pioneiras eram em sua maioria autóctones e anemocóricas, as quais foram substituídas em duas ou três décadas por espécies ornitocóricas na continuidade do processo, sendo estas últimas predominantemente alóctones (Strasberg 1995). Meguro *et alii* (1996) destacam os animais dispersores, especialmente aves, por sua suposta "importância fundamental na colonização 'morro acima' " de espécies lenhosas nos ambientes rupestres estudados, que incluem especialmente áreas com solos arenosos e úmidos.

Em função da freqüência e abundância de espécies de Orchidaceae, Bromeliaceae e Cactaceae, o metabolismo ácido das crassuláceas (MAC), a fixação noturna de dióxido de carbono (Larcher 1986, 2000; Lambers *et alii* 1998), é importante nos habitats rupestres (Lüttge 1997, Scarano 2000), embora relativamente menos comum nas maiores altitudes (Scarano 2002, *et alii* 2001), onde "as temperaturas congelantes das noites de inverno ... podem significar um impedimento funcional para órgãos com grandes reservas de água, tal qual se sucede com plantas CAM, restringindo a ocorrência deste grupo" (Scarano 2002). Tal importância do MAC foi aparentemente confirmada na VR dos Aparados, onde alguns pontos são dominados especialmente por espécies de 4 gêneros de Bromeliaceae. Esta família, no entanto, não é formada apenas por espécies "MAC", já que Meirelles (1990) encontrou todas as espécies de *Tillandsia* possuindo este tipo de metabolismo, mas nenhuma espécie de *Vriesea* o possuía. Medina (1991) supõe que todas as espécies deste último gênero sejam C3, mas afirma que os outros 3 gêneros possuem comprovadamente espécies MAC, sendo que em cada subgênero de *Tillandsia* predomina um ou outro tipo de espécies. O MAC é menos comum em habitats de grande altitude, mas pode ser encontrado em áreas protegidas que tenham menores amplitudes na variação de temperatura e umidade relativa, como fissuras (Scarano 2000). *Clusia parviflora*, uma espécie intermediária C3/MAC (Herzog *et alii* 1999), confirma a capacidade de espécies do gênero ocorrerem numa enorme gama de ambientes, pois habita a restinga, a mata atlântica de planície e encosta, bem como MNs acima desta no Morro do Baú, além da VR dos Aparados, onde, porém, não foi observada em estágio reprodutivo.

Também espécies C4, que representam 3% das angiospermas e metade das gramíneas (Kellogg 2000), são freqüentes na VR dos Aparados, pois várias gramíneas que apresentam tal via fotossintética, citadas por Klink & Joly (1989), foram encontradas nesta VR: *Leptocoryphium lanatum*, *Melinis minutiflora*, *Paspalum mandiocanum*, *P. notatum*, *P. paniculatum*, *P. polyphyllum*, *Rhynchelytrum repens*, *Setaria parviflora*, *S. poiretiana*, *Andropogon*, *Aristida*, *Axonopus*, *Chloris*, *Digitaria*, *Eragrostis*, *Pennisetum*, *Sporobolus*, etc., quase todas em ambientes ensolarados, confirmando sua preferência por este tipo de habitat, registrada por Klink & Joly (1989), Lambers *et alii* (1998) e Jacobs *et alii* (1999). Nenhuma das espécies C3 citadas por Klink & Joly foi encontrada na VR dos Aparados, mas pode-se supor que *Chusquea* e *Panicum* apresentem espécies com esta característica, além de todas as microtérmicas (senso Burkart 1975) citadas na seção anterior e de *Cortaderia* (Boom *et alii* 2001).

Jacobs *et alii* (1999:596) mencionam a importância da proporção relativa de espécies C3 em relação às C4 na interpretação do tipo de ambiente, bem como a ocorrência de uma transição altitudinal de gramíneas C4 para C3 em altitudes entre 2000 e 3000 m (verificada de modo nítido no Equador e mais irregularmente na Colômbia, cf. Boom *et alii* 2001, onde características geográficas causam algumas anomalias). Como tais cotas altimétricas superam as altitudes dos Aparados, também impossibilitam a confirmação ou rejeição da existência de tal transição, determinada primariamente pela temperatura (Ehleringer *et alii* 1997), mas que pode ser muito afetada por mudanças no CO_2 atmosférico (Cowling & Sykes 1999, Boom *et alii* 2002, Pataki 2002). Boom *et alii* (2001, 2002) analisam a contribuição de gramíneas C3 e C4 nos Andes colombianos na época atual e também durante os períodos glaciais, discutindo a possível evolução desta relação e indicando algumas espécies C4 que podem ter se expandido em épocas glaciais e podem ter dominado comunidades em encostas secas, quando as menores precipitações pluviométricas e especialmente as mais baixas concentrações de CO_2 atmosférico que as atuais (Farquhar 1997, Jolly & Haxeltine 1997, Street-Perrott *et alii* 1997, Cowling & Sykes 1999, Boom *et alii* 2002, Pataki 2002) teriam favorecido espécies C4 (como *Cyperus*, *Bulbostylis*, *Muhlenbergia*) em detrimento das C3 (como *Carex*, *Rhynchospora*, *Chusquea*), o que também pode ter ocorrido nas porções rupestres e mesmo campestres dos Aparados. Porém, para Bush *et alii* (2001), isto só pode ter se dado em áreas neotropicais bastante secas, e eles não acreditam que a concentração de CO_2 tenha sido um fator tão importante quanto a temperatura mesmo nestas áreas.

As baixas temperaturas ocorrentes nos Aparados, as quais diminuem cada vez mais com o aumento da altitude, devem ser um dos principais problemas enfrentados pelas plantas daí, tanto por ficarem durante muitos dias bem abaixo das temperaturas ótimas para a fotossíntese (Friend & Woodward 1990) como por ocorrerem extremos tão baixos que podem lesionar ou matar partes vegetais ou indivíduos. Os efeitos mais graves do frio estão geralmente associados às rápidas e súbitas quedas de temperatura e não tanto aos extremos de temperatura baixa atingidos (Bowers 1994), havendo complexos modos de as plantas evitarem ou minimizarem os efeitos danosos do frio e/ou congelamento (Kaye & Guy 1995). O frio causa diversas respostas celulares e moleculares nos vegetais (ver Bowers 1994, Kaye & Guy 1995); uma questão

importante é como as plantas percebem as temperaturas baixas (Murata & Los 1997) mas não-congelantes que ativam as respostas de aclimatação, sendo que esta aclimatação ao frio altera praticamente todos os processos celulares (Browse & Xin 2001). Também muitos genes são induzidos pelo frio, o mesmo ocorrendo em relação ao fator seca (que é ainda um importante componente do estresse por congelamento), mas alguns genes respondem unicamente a um destes fatores (frio ou seca) e outros genes são induzidos por ambos (Shinozaki & Yamaguchi-Shinozaki 2000), o que torna importante diferenciar os efeitos de cada fator isoladamente, tanto do ponto de vista fisiológico como genético.

Smith & Young (1987), Beck (1994) e Lüttge (1997) discutem os 2 tipos de adaptação das gigantescas plantas rosetadas ao congelamento nas grandes altitudes: a tolerância ao congelamento nas espécies de *Senecio* e *Lobelia* afroalpinas e a evitação (senso Meirelles 1990; "avoidance") a ele nas *Espeletia* andinas (ver Cavieres *et alii* 2000), tipos de adaptação também muito bem discutidos por Meirelles (1990), Lambers *et alii* (1998) e Alpert & Tuba (2000b) em relação à dessecação. Lüttge considera que cada um destes 2 modos de adaptação ao congelamento possui uma vantagem e uma desvantagem em relação ao outro: as células mantêm-se sempre metabolicamente ativas, o que seria a grande vantagem obtida com o super-resfriamento para a prevenção do congelamento, mas com uma grande desvantagem pelo muito alto risco inerente à estratégia, pois o supercongelamento é um estado termodinamicamente lábil, já que, atingindo o mais baixo ponto de super-resfriamento, a água congela instantaneamente, não havendo tempo para a sua exportação para o apoplasto, e a morte da célula torna-se inevitável.

Em boa parte dos páramos andinos, a temperatura noturna chega a 0°C e raramente a abaixo de -5°C (Rundel 1994), e o risco de atingir a temperatura de cristalização é pequeno se comparado ao benefício da maior produtividade obtida com a continuidade metabólica (Lüttge 1997:367). Contrariamente, em áreas da puna andina (Rundel 1994) e na zona afroalpina, as temperaturas são freqüentemente abaixo de -10°C e o risco inerente ao super-resfriamento torna-se bastante alto para ser uma possibilidade razoável, sendo preferível uma redução na produtividade (Lüttge 1997), o que aparentemente também seria a situação mais freqüente no inverno dos Aparados, embora nenhum estudo tenha sido feito a respeito, e mesmo as análises de Safford (1999b) para o sudeste brasileiro parecem totalmente preliminares, já que ele mesmo reconhece a grande falta de dados para chegar a conclusões. Por outro lado, em habitats muito frios, as temperaturas do solo podem influenciar mais o crescimento vegetal que as temperaturas atmosféricas (Bliss 1971), mas nosso conhecimento sobre as temperaturas subterrâneas no Brasil é ainda mais insuficiente.

As raízes geralmente mostram uma distribuição desuniforme, concentradas nas fissuras maiores e nos locais mais frágeis das rochas (onde estas normalmente possuem menor densidade), mas ocupando também fissuras tão estreitas quanto 100 micrômetros de largura e tendo densidades de raízes que proporcionam extensões superiores a 20 cm por cm^2, muitas vezes sem pêlos radiculares, que teriam pequeno papel funcional; para ocupar fissuras pequenas, algumas espécies mais adaptadas e competitivas desenvolvem raízes grandemente achatadas, com vários atributos que melhoraram a eficiência da absorção d'água (Zwieniecki & Newton 1995). Nobel *et alii* (1992) encontraram influências das rochas sobre raízes em ambientes desérticos, influências estas que são muito prováveis de serem verificadas também na VR. Como na grande maioria dos ecossistemas, também nos rupestres bem pouco é conhecido sobre o desenvolvimento e as adaptações das raízes, sendo necessárias observações detalhadas para uma adequada compreensão do seu funcionamento durante a absorção de água e nutrientes e especialmente de seus mecanismos de fixação (ver Ennos 2000) das plantas nas perigosas e muito instáveis condições oferecidas pelas escarpas rochosas dos Aparados, onde provavelmente existam interessantes e importantes adaptações dos sistemas fixadores das espécies rupícolas que ali sobrevivem.

Algumas espécies da VR dos Aparados mostram um comportamento muito diferenciado da maioria, funcionando, pelo menos parcialmente, como consumidoras ou "carnívoras", embora sejam autotróficas e utilizem substâncias dos animais capturados e decompostos apenas como complemento na sua nutrição mineral (Adamec 1997). É o caso dos gêneros *Drosera* e *Utricularia*, com uma e 3 espécies cada, que correspondem a cerca de 0,6% das 642 espécies rupícolas dos Aparados, enquanto no nível global as 600 espécies carnívoras em 250 mil angiospermas (Pietropaolo & Pietropaolo 1986, Adamec 1997, Ellison & Gotelli 2001) correspondem a apenas 0,0024%, o que corrobora uma tendência de maior ocorrência e importância de plantas carnívoras em ambientes oligotróficos como os da VR dos Aparados, onde suas capacidades metabólicas permitem um melhor aproveitamento das inóspitas condições abióticas (ver também Lamont 1982).

O padrão de a massa total de briófitas ser inversamente proporcional à massa e à riqueza de plantas vasculares, verificado em vegetação campestre por Virtanen *et alii* (2000), pareceu bastante evidente e amplamente ocorrente também na VR dos Aparados.

No estudo de Porembski *et alii* (1996a), mais de 50% das 194 espécies são efêmeras de vida curta, muitas das quais têm ciclos de vida extremamente rápidos, produzindo sementes maduras em menos de 4 semanas após terem germinado. Também Richards (1957), Hambler (1964), Porembski (1996, & Barthlott 1997, *et alii* 1994), Dörrstock *et alii* (1996) e Krieger *et alii* (2000) descreveram comunidades com este tipo de espécies, geralmente com plantas de pequeno porte, enquanto Sarthou & Villiers (1998) referem-se a uma "flora efêmera". Na VR dos Aparados, não observamos qualquer espécie que tivesse tal tipo de comportamento (embora não tenhamos idéia do tempo de vida das espécies insetívoras, não cremos que elas apresentem tal tipo de duração), que aparentemente só ocorre em situações ambientais relativamente específicas, podendo ser mais esperado em áreas pouco íngremes (embora Porembski & Barthlott 1997 mencionem tal tipo de comunidade para encostas inclinadas, com plantas carnívoras como elementos típicos) e onde geralmente se formem poças d'água que sejam colonizadas e rapidamente ocupadas pela vegetação, o que é praticamente impossível de ocorrer nas escarpas por nós estudadas.

A coexistência de espécies com contrastantes auto-ecologias e afinidades fitogeográficas tem sido mostrada em vários penhascos ou bordas deles nas Ilhas Britânicas, especialmente naqueles com exposição solar norte, renomados por seu "complemento de espécies ecologicamente interessantes" (Cooper 1997), e também em montanhas turcas (Hein *et alii* 1998). As complexas composição química e estrutura física dos penhascos, integradas às diferenças microclimáticas decorrentes da altitude, inclinação, exposição solar e proximidade do mar, produzem uma ampla gama de habitats em que as plantas podem se estabelecer e coexistir. Gradientes de variação espacial nestes fatores, influenciados pela taxa e intensidade de perturbação e estabilidade do substrato, também propiciam condições para a ocorrência justaposta de espécies tão diferentes. Além disto, a dominância de espécies na vegetação dos penhascos é evitada por fatores como a perturbação física (Cooper 1997).

Um penhasco deve ser considerado um mosaico de manchas que diferem em seus tamanhos, suas idades, formas, declividades e outros aspectos. Este complexo de "microcomunidades" discretas da VR apresenta-se num padrão de pequena escala (ambiente "patchy" – semelhante a uma colcha de retalhos), escala em que a fitossociologia braun-blanquetiana não é muito eficiente (Heywood 1953), o que não impediu seu uso por Queiroz (1994), Escudero (1996), Hein *et alii* (1998) e outros. Escudero (1996) amostrou apenas locais geomorfologicamente homogêneos onde a VR estava espacialmente conectada e sem rocha nua entre as plantas, para garantir que houvesse relações competitivas entre elas, e somente estandes com mais de 5 espécies, para evitar alguma tendência devido à imprevisível influência nas análises de muitas pequenas manchas de vegetação. Entre as 117 espécies encontradas, numa média de 15 por mancha, é notável que as espécies com maiores freqüências não eram especialistas de rochas (casmófitas), mas nanofanerófitas e caméfitas generalistas (Escudero 1996). Nos Aparados, ainda não temos um detalhamento da distribuição de espécies em manchas (ou microcomunidades) dentro de uma área, mas todas as áreas amostradas pareceram ter grande quantidade de espécies classificáveis como generalistas. Isto permite acreditarmos que estas também tenham alta freqüência em escalas espaciais mais restritas e que tal grande quantidade possa ter relação com o amplo predomínio de espécies raras ou muito raras (Tabela 3.3) na riqueza da VR de cada área, supondo-se que boa parte destas últimas possa ser considerada como generalista, apesar de reconhecermos as dificuldades no estabelecimento de critérios para tal classificação.

Carauta & Oliveira (1982) destacam a importância da declividade na fitofisionomia da VR, pois, onde as escarpas são mais inclinadas, a distribuição das plantas é relativamente homogênea, mas, nas escarpas menos inclinadas, "as plantas se distribuem em conglomerados semelhantes a ilhas." Chegamos à mesma conclusão sobre a grande importância da declividade das escarpas, só que nossa impressão é de que o seu efeito é exatamente o contrário na VR dos Aparados, pois os agrupamentos vegetacionais tendem a ser mais contínuos onde as escarpas são menos declivosas, enquanto os agrupamentos se distribuem semelhantemente a pequenas ilhas, mostrando muitos grupos ou mesmo indivíduos isolados espacialmente, onde a declividade das escarpas é muito grande. Também Porembski *et alii* (1996a) e Mostacedo *et alii* (2001) consideraram que o grau de inclinação das encostas rochosas é um importante fator determinante na distribuição dos tipos de habitats nos inselbergs; a riqueza de espécies vasculares diminui com a declividade (Mostacedo *et alii* 2001) e a percentagem de criptógamos aumenta com o grau de inclinação (Porembski *et alii* 1996a); este ainda interfere nos processos sucessionais primários e secundários (Lawrence & Ripple

2000). Richards (1957) considerou que a declividade influenciava o desenvolvimento dos tapetes de plantas, juntamente com a colonização ou não por arbustos.

A exposição solar, considerada um importante fator por Fernandes (1990), Waldemar (1998), Hein *et alii* (1998), Martinez Carretero (1999) e outros, e inclusive para organismos avasculares (Gerrath *et alii* 2000, com diferenciação entre escarpas voltadas para norte e sul, possuindo, no hemisfério norte, mais cianoficeas e menos clorofíceas e xantoficeas no primeiro tipo de escarpas, ocorrendo o inverso na segunda orientação), mas não por Larson *et alii* (2000), também parece influente na VR dos Aparados. Algumas espécies, como *Dyckia reitzii*, *Brasilicactus graessneri* (Foto 34), *Portulaca diegoi*, *Hippeastrum* sp. e *Mimosa chaetosphaera*, mostraram uma nítida preferência pela (ou foram quase restritas à) exposição solar norte, que recebe muito mais radiação direta e por um tempo bastante mais prolongado. Mas a maioria das espécies não parece ter uma preferência assim tão pronunciada, ocorrendo também em outras exposições, especialmente a associada ao quadrante leste, enquanto as exposições oeste e especialmente sul parecem ser menos ocupadas por muitas espécies. No Paraná, em Vila Velha, Bolòs *et alii* (1991) também encontraram distinção entre comunidades rupícolas com diferente exposição.

Em ambiente florestal, Zaú *et alii* (1991) encontraram que as encostas voltadas para o norte tinham as maiores temperaturas máximas (também cf. Oliveira *et alii* 1992) e as menores temperaturas mínimas, o que atribuíram à umidade relativa do ar, sempre maior nas encostas voltadas para o sul, e que teria "um efeito tampão, reduzindo as temperaturas extremas"; estas variações mostraram relação com significativas diferenças florísticas entre as duas encostas (Silva *et alii* 1991, Oliveira *et alii* 1992). Este efeito da umidade também deve ser avaliado nos paredões dos Aparados (comparar Fotos 5 e 7), juntamente com a influência dos ventos sobre ele, pois é provável que tais interações sejam significativas para a distribuição das espécies nas diferentes exposições.

Ainda não existe qualquer estudo sobre a influência da radiação ultravioleta-B (UV-B) sobre as plantas sul-brasileiras. Na África, Musil *et alii* (1999) verificaram que geófitas e suculentas pareciam mais resistentes ao estresse provocado pela UV-B, a qual provavelmente também afeta a distribuição das espécies na VR dos Aparados e merece ser estudada futuramente. Sobre este fator, ver as informações mencionadas no cap. 5, seção 5.10.

Grammitis sp. (*Polypodium brevistipes*) foi encontrada por nós crescendo apenas em uma pequena cavidade de rocha vulcânica, habitat aparentemente semelhante ao de *G. wittigiana* Fée & Glaziou (Sylvestre 1995:15) e *Blechnum andinum* (Baker) C. Christensen (Brade 1956:43, Segadas-Vianna 1968:24). Este tipo de habitat é capaz de moderar temperaturas extremas tanto do inverno quanto do verão, tem taxas menores de evaporação e maiores umidades relativas do ar, mas está geralmente associado a baixos ou muito baixos níveis de luminosidade (Walck *et alii* 1996, Farrar 1998).

Os habitats epifíticos podem ser comparados com os rochosos (Walter 1986), pois a situação ecológica é semelhante em muitos casos (de la Sota 1971:454, Rizzini 1976:281), e as espécies epifíticas crescem melhor nas rochas se as condições de luminosidade forem satisfatórias (Walter 1986:58). Segundo Waechter (1992:22), Barros (1998:161) e Larocca (1998), diversas espécies epifíticas podem colonizar escarpas íngremes mais ou menos expostas à radiação solar. Também Bolòs *et alii* (1991) comentam sobre a forte relação entre comunidades epifíticas e rupícolas paranaenses. Gillespie & Prigge (1997) verificaram que muitas espécies normalmente epifíticas (em matas nebulares) podem usar substrato rochoso coberto por musgos e liquens como substituto para os troncos das árvores. Segundo Martinelli & Vaz (1986/88), para Bromeliaceae, "parece provável que houve uma ocupação mais recente dos campos de altitude, a partir de ancestrais oriundos das florestas vizinhas", o que estaria de acordo com a idéia evolutiva sobre a origem das xerófitas extremas a partir de epífitos mesófilos. Na VR dos Aparados, Orchidaceae mostrou grande especialização de suas espécies, já que nenhuma delas ocorreu nas MNs, embora não se possa afastar a ocorrência epifítica de algumas na mata atlântica de encosta. Diversas espécies de Polypodiaceae e Bromeliaceae rupícolas nos Aparados são encontradas ainda como epífitos na MN, e quase todas as Bromeliaceae também ocorrem com este último hábito na mata atlântica de encosta (exceto *Dyckia*).

Waechter (1992:69) comparou a flora epifítica vascular da planície costeira do RS (27 famílias e 250 espécies) com a flora rupícola de 2 morros areníticos próximos ao litoral (44 famílias e 106 espécies; Fernandes 1990), encontrando 12 famílias e 29 espécies em comum, indicando que mais de ¼ das espécies rupícolas também se desenvolvem como epífitos, enquanto pouco mais de 10% das espécies epifíticas foram referidas como rupícolas em um dos morros. Embora ele não considere a seguinte possibilidade, tal resultado pode ser um indicativo de que espécies rupícolas talvez tenham maior condição de se desenvolverem como

epífitos do que o inverso, ao contrário do que a maioria dos autores citados no parágrafo anterior parece considerar mais provável. Aparentemente, Cronquist (1981:1164) igualmente acreditava que o hábito xerofítico pode ser uma pré-adaptação para o crescimento como epífito, tanto em Bromeliaceae como em Cactaceae; também de la Sota (1971:455) opina que a ocupação de ambientes rupestres pode ter sido um estágio intermediário na origem do epifitismo.

Brade (1956:15) e Dusén (1955:68-9) acreditavam que não há uma altitude acima da qual o desenvolvimento de árvores seja impedido no Itatiaia (RJ), pois, em locais de grande altitude mas abrigados, árvores de porte conseguem se desenvolver, o que dá a impressão de que nos outros locais tal desenvolvimento só é impedido pela inexistência de condições nos rochedos lisos sem solo, e não pelas condições climáticas. Nestes casos, parece importante verificar a posição da área em relação às correntes de vento predominantes, ainda que estas sejam apenas um dos vários fatores controladores da vegetação (Friend & Woodward 1990, Richter 2000). Segadas-Vianna (1968) acreditou ter comprovado o contrário da opinião de Brade e Dusén, através das análises climáticas de Segadas-Vianna & Dau (1968). Nossa impressão para a grande maioria das áreas dos Aparados é a mesma de Dusén e Brade para o Itatiaia, pois, se houver um mínimo de solo formado, mesmo nos paredões quase verticais, as plantas lenhosas acabam conseguindo se instalar e desenvolver, o que, se confirmado, significaria que a "treeline" (Stevens & Fox 1991, Sveinbjörnsson 2000; limite altitudinal superior da ocorrência de árvores) nos Aparados estaria situada acima de 1400 m ou, até, de 1800 m de altitude (ver cap. 4, seção 4.8).

É possível que as suposições de Segadas-Vianna (1968, & Dau 1968) sejam válidas para o Itatiaia, que possui altitudes bem superiores (grandes áreas entre 2000 e 2780 m de altitude) às dos Aparados, além de ser separado do oceano pela Serra do Mar (o que pode reduzir a umidade durante o inverno no Itatiaia). Tal possibilidade seria maior especialmente se Segadas-Vianna & Dau (1968:51) estiverem certos ao supor que a zona de maior condensação localiza-se em torno dos 2000 m de altitude. Nas áreas tropicais montanhosas, esta zona situa-se entre 1000 e 1500 m (Leuschner 2000) ou 1200 e 2500 m, mas ainda pode haver uma segunda zona em área de matas nebulares acima dela (Lauer 1976:180, Frahm & Gradstein 1991). Também Martinelli *et alii* (1989:86,143) acreditam na ocorrência de uma estação seca de 3 a 4 meses no inverno, nos campos de altitude do RJ, período em que Segadas-Vianna & Dau (1968) mostram precipitações pluviométricas mensais de cerca de 30-40 mm apenas, bem menores que nos outros meses; 80% da precipitação de 2-3 mil mm anuais é concentrada na primavera-verão (Modenesi-Gauttieri & Nunes 1998). Igualmente Guedes-Bruni & Lima (1996) mencionam uma "pequena estação seca (4-5 meses) " para as encostas voltadas para o interior do continente na região serrana do RJ, enquanto Ururahy *et alii* (1983) mostram algumas áreas do RJ com 2-4 meses de "período seco" e outras sem este. Já Scarano *et alii* (2001) afirmam que não há estação seca evidente no planalto do Itatiaia, o que reacende a polêmica quanto à umidade disponível nas áreas elevadas do Itatiaia. Muitos autores se referem à "estação seca" como um período em que a evapotranspiração potencial supera a precipitação, mas Eamus & Prior (2001) adotam uma definição diferente (embora não seja a usada pelos autores envolvidos na polêmica sobre o Itatiaia): evento anual previsível, em que, nos 3 meses mais secos do ano, ocorre menos de 10% da precipitação anual e tipicamente chove menos que 25 mm/ano.

Para a vegetação, no entanto, é necessário considerar ainda a água condensada pelo orvalho durante a noite (Stone 1957, 1963; Brewer & Smith 1997; Malek *et alii* 1999) e também a precipitação horizontal causada pela neblina (Green & Jane 1983, Cavelier & Goldstein 1989, Cavelier & Mejia 1990, Bruijnzeel & Proctor 1995, Dawson 1998, Ataroff & Rada 2000; precipitação oculta, cf. Weathers 1999), pois ambas podem ser fontes fundamentais de umidade em muitos ecossistemas montanos ou costeiros que aparentemente passariam por períodos "secos". A água da neblina pode duplicar a umidade disponível para as plantas (Arens & Sánchez Baracaldo 1998) ou causar aumentos anuais de 20 a 30% na água precipitada, mas que na estação seca são de 50 a 100% (Vogelmann 1973). Também Dawson (1998) registrou mais de 1/3 do total do aporte anual de água se dando na forma de neblina, sendo este percentual superior nas épocas mais secas do ano e em anos menos chuvosos, o que ressalta a extrema importância da precipitação oculta nos períodos mais secos (Weathers 1999) e em áreas com regime de chuvas mais estacional (Cavelier & Goldstein 1989).

Ao contrário de Weaver *et alii* (1973) e Kapos & Tanner (1985), que concluíram que as folhas escleromórficas de MNs não eram adaptações à limitação de água, Leuschner (2000) concluiu que a escleromorfia em habitats altimontanos pode em parte ser determinada pela aridez destes locais, mas reconhece que isto é bem menos provável em áreas com muita nebulosidade ou onde ocorram expressivos

banhados, o que é o caso dos Aparados e do Itatiaia. Acreditamos, ainda, que também são válidos aqui os comentários que já fizemos anteriormente (nesta mesma seção) sobre características xeromórficas (Buckley *et alii* 1980, Camerik & Werger 1981) e sua interpretação, que só pode ser confirmada através de estudos auto-ecológicos ou ecofisiológicos, na linha dos realizados por Scarano (2002, *et alii* 2001).

Os efeitos da neblina e do orvalho não parecem ter sido considerados nos trabalhos feitos no RJ e citados nos parágrafos anteriores, até pela própria dificuldade de quantificar tais aspectos, mostrada e discutida por Sugden (1982), Cavelier & Goldstein (1989), Lovett (1994) e Bruijnzeel & Proctor (1995). Esta decorre em parte do problema de diferenciar tais fontes e a "chuva verdadeira" e do fato de estas fontes serem dependentes da estatura, densidade e forma da vegetação (Azevedo & Morgan 1974, Sugden 1982, Lovett 1994, Dawson 1998, Weathers 1999, Ataroff & Rada 2000, Larcher 2000:286-7). Isto destaca a importância de se conhecer a composição florística e os padrões de copa, ramificação e tamanho de folhas, além de tornar discutíveis as medições físicas usando apenas aparelhos padronizados. As análises simplificadas propostas por Richter (1992), levando em conta as folhas (tamanho e consistência) e os tipos biológicos ao longo de gradientes altitudinais, serão interessantes também na VR, e inclusive poderiam auxiliar a esclarecer as questões discutidas no final desta seção.

3.7. Aspectos da dinâmica da vegetação rupícola

As considerações que apresentaremos nesta seção são insuficientes para mostrar toda a complexidade de situações, processos e fatores que interferem na (ou determinam a) dinâmica populacional e vegetacional nos gigantescos paredões dos Aparados ou mesmo nas escarpas das pequenas áreas que amostramos. Como nosso estudo é basicamente florístico, ainda não temos condição de abordar a dinâmica completa da VR. Apesar disto, acreditamos que os comentários e as informações a seguir, originados em grande parte da literatura consultada, possam ser úteis para iniciar a reflexão e o estabelecimento de questões mais objetivas sobre a dinâmica vegetacional nos Aparados, e especialmente na VR, praticamente ignorada sob todos os pontos de vista até hoje.

3.7.1. Aspectos sucessionais

Embora alguns conceitos ou aspectos dentro dos processos sucessionais sejam dúbios ou polêmicos, é indiscutível que, ao menos em alguns habitats, uma seqüência mais ou menos previsível de comunidades de plantas pode ser observada, a qual pode influenciar as características do local e o próprio curso da mudança vegetacional (Ibisch *et alii* 1995). As mais previsíveis seqüências de mudanças vegetacionais ocorrem em regiões com floras pobres e condições ambientais desfavoráveis, como as VRs, que são ideais para as pesquisas sobre dinâmica vegetacional, porque: a) um dos mais importantes recursos para as plantas é amplamente oferecido – espaço livre para colonizar, b) as adversas condições ambientais requerem tipos biológicos especiais, c) o conjunto de tipos biológicos é bem restrito, porque a flora rupícola é pobre, tornando as mudanças vegetacionais bem previsíveis (Ibisch *et alii* 1995). Nesta seção, os aspectos dinâmicos abordados referem-se tanto aos de curta duração (meses, anos) quanto a uma escala temporal de milhares ou centenas de milhares de anos (neste caso, tratando-se especialmente da "teoria dos refúgios").

Vários trabalhos, alguns inclusive bem antigos e conhecidos, já abordaram a dinâmica vegetacional em habitats rupestres, especialmente em regiões temperadas (Oosting & Anderson 1937, 1939; Burbanck & Platt 1964, Snyder & Wullstein 1973, Shure & Ragsdale 1977, Phillips 1981, Burbanck & Phillips 1983, Burrows 1990, Houle 1990, del Moral & Bliss 1993, del Moral & Wood 1993, Tsuyuzaki 1995, Ursic *et alii* 1997, Lawrence & Ripple 2000), e alguns (geralmente mais recentes) também em regiões tropicais ou subtropicais (Richards 1957, Burrows 1990, Meirelles 1990, Sarthou 1992, Sarthou & Grimaldi 1992, Ibisch *et alii* 1995, Meguro *et alii* 1996, Gillespie & Prigge 1997, Waldemar 1998, Martinez Carretero 1999, Michelangeli 2000).

Nos trópicos, praticamente qualquer superfície rochosa livre está coberta por tapetes e crostas de cianofíceas, que devem constituir uma enorme massa e, pela existência de heterocistos, participam da fixação e redução do nitrogênio atmosférico, possivelmente contribuindo consideravelmente para o ingresso de N nos ecossistemas rupícolas e, através do escorrimento da água, também nas matas e outros ecossistemas adjacentes; no habitat rupestre, eles provavelmente propiciam um essencial ponto de partida para a sucessão (Lüttge 1997). Sarthou (1992) verificou que 80% das espécies de cianoficeas filamentosas possuíam heterocistos, podendo assim metabolizar diretamente o N atmosférico, que fica acumulado junto com outros elementos nas crostas formadas pelas algas. Estas crostas, assim como as dos liquens (Sanders 2001),

também retêm água e mantêm a umidade da superfície rochosa por mais tempo que a rocha nua, além de permitirem a posterior instalação de vegetais vasculares, ao facilitarem a aderência de propágulos, tendo, portanto, fundamental papel na sucessão vegetal (Meirelles 1990:228, Sarthou 1992), embora Oosting & Anderson (1937, 1939) afirmem que os liquens crostosos não contribuem para a continuidade do processo sucessional. A enorme importância destas "crostas de solo biológico" (ou microfítico, criptobiótico, microbiótico ou criptogâmico) em outros tipos de ecossistema oligotrófico (desertos e semidesertos) é demonstrada por West (1990), Lange *et alii* (1992), Harper (& Pendleton 1993, & Belnap 2001), Burke (2001a) e Malam Issa *et alii* (2001), e comprovada inclusive por aumentarem tanto a germinação de sementes quanto a sobrevivência de plântulas e o teor de nutrientes das plantas (Evans & Johansen 1999), sendo muito provavelmente válida também para as dunas da planície costeira israelense (Kutiel 1998) e para certas áreas de restinga catarinense com vegetação esparsa (DBF, obs. pess.).

A importância de algas (especialmente cianofíceas e algumas clorofíceas; Sarthou 1992, Sarthou & Grimaldi 1992, Gerrath *et alii* 2000, Matthes *et alii* 2001; Foto 26) e liquens na decomposição de rochas geralmente é reconhecida, juntamente com a ação da água, que hidrolisa os minerais e exporta os elementos químicos solubilizados, e das alternâncias de temperatura e umidade. As cianofíceas participam diretamente da alteração das rochas, pois aderem energicamente a elas e provocam desagregação e microdivisão dos minerais, pela penetração de seu talo filamentoso no interior da rocha (Sarthou 1992); sua influência na disponibilização de nutrientes para as plantas vasculares é discutida ainda por Fritz-Sheridan (1987, & Portécop 1987) e Harper (& Pendleton 1993, & Belnap 2001). Mas também os fungos (Hirsch *et alii* 1995, Landeweert *et alii* 2001) provavelmente contribuem substancialmente para a deterioração das rochas. Os fungos têm vantagens ecológicas sobre algas e bactérias, pela tolerância a baixos potenciais de água, pelos eficientes modos de propagação (com numerosos conídios e outros tipos de esporos) e pela capacidade de desenvolver-se e reproduzir-se apesar da pequena concentração de nutrientes. A maior influência dos fungos parece ser a mobilização de cátions, tanto através da atividade quelante dos ácidos excretados quanto através da própria acidez; em rochas sem produtores primários, a produção de ácidos pelos fungos é pequena, mas ainda assim com alguma atividade intemperizante, mas, na presença de algas, tal atividade e a diversidade dos fungos são bem maiores (Hirsch *et alii* 1995).

Bigarella *et alii* (1996) dedicam um capítulo para a ação dos organismos (especialmente criptogâmicos) no intemperismo, o que também é abordado por Barker & Banfield (1996), Ehrlich (1996), Stillings (1996), Ullman *et alii* (1996), Kelly *et alii* (1998) e Anjos *et alii* (1999); os penúltimos destacam o efeito das plantas principalmente através da produção de agentes intemperizantes (como ácidos orgânicos, dióxido de carbono e "ligands") e da sua influência sobre o ciclo da água. Uma excelente revisão sobre a importância de fungos liquenizados (ou liquens) e especialmente ectomicorrízicos na solubilização e disponibilização de nutrientes essenciais para as plantas vasculares foi feita por Landeweert *et alii* (2001). Cochran & Berner (1996) mostram como as plantas vasculares aceleram dramaticamente a intemperização das rochas sob suas comunidades (devido à penetração de suas raízes finas na rocha e aos produtos da microflora rizosférica), comparativamente a rochas apenas com liquens ou nuas. Bigarella *et alii* (1994) apresentam 2 longos e detalhados capítulos sobre o intemperismo químico e o mecânico (ver também Hall 1999). No entanto, apesar de todos estes efeitos intemperizantes, algumas rochas podem ser erodidas a taxas tão baixas quanto 0,6-1,0 m por milhão de anos (Bierman & Turner 1995).

As plantas vasculares rupícolas instalam-se geralmente em encostas menos íngremes ou mesmo em paredões verticais, onde houver fendas, degraus, ranhuras ou rachaduras, pequenas cavernas, filetes d'água escorrendo ou qualquer tipo de irregularidade na superfície rochosa (Foto 25) que possibilite a fixação de sementes ou esporos, geralmente minúsculos ou de reduzidas dimensões. A importância da variação microgeomorfológica é evidente, embora esteja muito além dos objetivos deste capítulo, mas Martinez Carretero (1999) e Thomas (2001) dão uma breve e interessante visão deste aspecto; uma abordagem muito mais aprofundada é feita por Bigarella *et alii* (1994, 1996).

O escorrimento de água pelos paredões praticamente impermeáveis forma microssítios disponíveis para colonização, após a ação erosiva provocada pela energia do escoamento da água (Foto 26). Por outro lado, esta força erosiva da água em áreas muito declivosas, aliada a elevadas precipitações pluviais em certos dias, é responsável por freqüentes remoções de indivíduos (ou agrupamentos de plantas) e desmoronamentos nos paredões, que provocam mortalidade e destruição de comunidades rupícolas inteiras nos (e abaixo dos) locais onde ocorrem os desabamentos. Ainda que as plantas formadoras de tapetes possuam capacidades especiais de adesão às rochas, tapetes inteiros ou partes deles são removidos (Richards 1957) após sua

fitomassa crescer e atingir um nível insustentável (geralmente depois de espécies vasculares invadirem os tapetes de briófitas, cf. Schofield 1985), e freqüentemente restos deles foram encontrados na base de paredões ou na beira de riachos nos Aparados.

Ibisch *et alii* (1995) atribuem estas remoções a 2 outros fatores que também constatamos: a pressão do escorrimento hídrico e o aumento da massa dos tapetes após a absorção de água das chuvas torrenciais; em relação a um aumento de massa, parece razoável esperar possíveis efeitos destrutivos também por acúmulos de neve sobre plantas mal fixadas, os quais, porém, não chegamos a observar. Escudero (1996) prefere atribuir os eventos destrutivos na VR à atividade erosiva das raízes ou à densidade das plantas se tornar maior que a capacidade de suporte do local. Além disto, percebemos que os fortes ventos que freqüentemente atingem os Aparados também têm um papel importante na destruição e remoção de indivíduos e agrupamentos já mais debilitados ou menos aderidos, talvez complementando a ação da água ou, em locais mais expostos, certamente atuando com terrível efeito destrutivo mesmo isoladamente. Isto comprova a importância destacada por Richter (2000) quanto à posição do local ou da montanha em relação às correntes de vento predominantes.

Ibisch *et alii* (1995) afirmam que processos sucessionais não foram observados na África nos inselbergs selecionados, mas foram comprovados nos EUA, em uma mudança vegetacional de rocha nua a formações lenhosas, em afloramentos rochosos extratropicais (Burbanck & Phillips 1983, Houle 1990). Na Bolívia, as evidências também apontam na direção de uma sucessão progressiva, iniciada com organismos pioneiros, passando por tapetes de *Selaginella* e pela diferenciação de tapetes formados por espécies de maior porte, e culminando nas formações florestais, através da fusão de vários tapetes arbustivos (com árvores) e o acúmulo de um fino solo (Ibisch *et alii* 1995), o que também ocorreu num vulcão na Nicarágua, com a colonização inicial por organismos não-vasculares (liquens, musgos), seguidos por gramíneas, pteridófitas e outras ervas, e finalmente com a ocupação por arbustos e árvores pioneiras (Gillespie & Prigge 1997). Entre as plantas vasculares, provavelmente não há tipo biológico que consiga a colonização de superfícies rochosas íngremes e lisas; todas as plantas vasculares podem ser pioneiras apenas em pequenas depressões onde existe uma quantidade mínima de substrato. Assim, a sucessão inicia com a colonização das rochas nuas por cianoficeas (de liquens); a seguir, formam-se tapetes de *Selaginella*, iniciados em uma pequena depressão, substituindo a vegetação de cianoficeas, os quais alastram-se e acumulam consideráveis quantidades de substrato, indispensável para a instalação de outras plantas vasculares (Ibisch *et alii* 1995).

Constatamos que também *Selaginella microphylla*, não citada em qualquer trabalho sobre VR ou facilitação, acumula grande quantidade de matéria orgânica e partículas minerais entre seus emaranhados, nas 4 áreas amostradas nos Aparados, tendo, junto com musgos e algumas hepáticas, ampla ocorrência e importância no início dos processos de ocupação das rochas pela VR vascular (Foto 31; ver próxima seção). Várias espécies de maior porte podem formar novos tapetes ou mais comumente aumentar os formados por *Selaginella*; neste caso, o crescimento do agrupamento e a simultânea acumulação de substrato/solo ocorrem concentricamente, sendo as margens construídas por *Selaginella*, que vai morrendo nos centros dos maiores agrupamentos, em geral substituída inicialmente por monocotiledôneas clonais e estas, posteriormente, por dicotiledôneas lenhosas (Ibisch *et alii* 1995:309), o que também observamos em alguns pontos dos Aparados.

Ibisch *et alii* (1995) acreditam que a diversidade total dos inselbergs, isto é, sua diversidade florística e vegetacional, é mantida pelos processos da mudança progressiva da vegetação (ou sucessão ecológica) e da degradação causada por perturbações naturais (escorrimento da água e fogo natural), de forma semelhante à proposta por Huston (1979), para quem muitas comunidades estão em estado de não-equilíbrio, onde um equilíbrio competitivo é evitado por reduções periódicas das populações e flutuações ambientais; sob condições de reduções infreqüentes, a diversidade seria diminuída. É provável que este modelo seja válido para comunidades "abertas" e com estresses muito fortes como as rupícolas, mas não acreditamos na sua adequação para a MN e nem para outras comunidades florestais com grande riqueza de espécies epifíticas, pois a instalação dos epífitos é muito demorada, e perturbações muito intensas ou freqüentes reduziriam a diversidade da mata.

Por outro lado, o modelo de Ibisch *et alii* (1995) é totalmente contrariado pela afirmação de Kelly & Larson (1997), para quem justamente a ausência de perturbação é que propicia que afloramentos rochosos e escarpas tornem-se locais ideais para o estudo do efeito de vários fatores sobre a estrutura das comunidades, por serem uma classe de tipos de habitats que é localmente constante, mesmo quando as comunidades vizinhas sofrem perturbação de larga escala, posição semelhante à de Major (1988), que os considera um dos

mais estáveis tipos de habitat. Também Burrows (1990:228) os considera relativamente estáveis, mesmo que flutuações na composição florística sejam prováveis, especialmente se ocorrerem oscilações no regime da pluviosidade (o que foi verificado por Phillips 1981), mas algumas comunidades da VR se mantiveram com **pequenas mudanças por centenas de milhares de anos** provavelmente (o que nos faz discutir a questão da "teoria dos refúgios", a seguir).

Kelly & Larson (1997) também demonstraram a inexistência de perturbação significativa durante os 2 últimos séculos em uma comunidade "florestal" temperada em penhasco vertical, que manteve a estrutura etária da espécie dominante notavelmente constante neste período. As taxas de crescimento destas "árvores" anãs (verdadeiros bonsais naturais) estão entre as menores já registradas para espécies arbóreas, e a maioria delas cresce em rocha sem solo ou em bolsões de solo muito pequenos, desenvolvendo raízes superficiais, que penetram na rocha sólida em média 9 cm (e no máximo 30 cm) e são encontradas exclusivamente em fissuras preexistentes das camadas mais intemperizadas e macias das rochas (Matthes-Sears & Larson 1995). As taxas de crescimento de cada planta praticamente não tiveram correlação com qualquer característica do microssítio em que ela crescia, o que poderia indicar que estes fatores ambientais sejam mais importantes nos estágios iniciais, quando a sobrevivência da plântula pode depender de alcançar uma borda ou camada intemperizada da rocha para poder desenvolver e fixar o sistema radicular, e que, tendo sobrevivido aos primeiros estágios, todas as plantas estariam crescendo em microssítios relativamente favoráveis (Matthes-Sears & Larson 1995). Num estudo mais amplo, Larson *et alii* (2000) encontraram pequena influência da orientação e sombreamento sobre a idade e as taxas de crescimento em ambientes deste tipo, em que as estimativas de idade dos indivíduos passaram de um milênio em vários casos.

Considerando escalas de tempo da ordem de dezenas de milhões de anos (e, portanto, sem vinculação com a teoria dos refúgios), a idéia de a região dos Aparados ter servido como "**refúgio**" para uma parte considerável da antiga flora austral foi pioneiramente desenvolvida por Rambo (1948; 1953; 1958, explicitamente à p.197). Além disso, é possível que as escarpas dos Aparados possam vir a servir ou terem servido como refúgio também para outros tipos de espécie, no futuro ou durante as glaciações pleistocênicas, respectivamente, e as espécies que hoje conseguem ocupá-las, mesmo que com pequenas ou ínfimas densidades, parecem mostrar maior condição ou possibilidade de resistir a grandes catástrofes ou mudanças climáticas. Porém, as condições das encostas dos Aparados estão muito distantes de garantir qualquer estabilidade aos seus ocupantes, em virtude da enorme instabilidade geomorfológica que caracteriza este tipo de habitat, mas espécies com indivíduos espalhados ao longo desses paredões certamente não correm o mesmo risco que outras com um único indivíduo neles ou com todos os seus indivíduos localizados em um único ponto, onde um escorregamento natural, tão comum, poderia ser capaz de eliminar toda a população ali instalada.

3.7.2. Considerações sobre a "teoria dos refúgios"

No RS, também Larocca (1998) discutiu a possibilidade de existência de refúgios associados à VR; ele revisou e aceitou integralmente os principais aspectos da teoria (talvez melhor chamada de modelo, como fez Benson 1982) dos refúgios florestais neotropicais pleistocênicos (Haffer 1969, 1982, 1987a,b; Bigarella *et alii* 1975; Ab'Sáber 1977, 1982; Brown Jr. & Ab'Sáber 1979; Bigarella & Andrade-Lima 1982; Prance 1982b,c, 1987b). Este modelo supõe que a floresta amazônica, durante o último período glacial, sob climas semi-áridos, teria perdido a relativa continuidade que possui hoje em dia, e que teria ficado restrita a "ilhas" ou refúgios da mata, os quais estariam cercados por vegetação aberta ou savânica. A repetição deste processo em outros períodos glaciais anteriores, caracterizando mais de uma dezena de ciclos de contração (durante a glaciação) e expansão (durante o interglacial; ver Roy *et alii* 1996, Winograd *et alii* 1997, Forsström 2001) das matas durante todo o Pleistoceno, teria criado oportunidade para um grande número de processos especiativos alopátricos em plantas e animais, que seriam grandemente responsáveis pela imensa riqueza atual de espécies da região.

Situações semelhantes teriam ocorrido em várias outras regiões e florestas (como na Eurásia, cf. Haffer 1982; na África, cf. Haffer 1982, Mayr & O'Hara 1986; na América do Norte, cf. Haffer 1982, Rogers *et alii* 1991; e na Austrália, cf. Haffer 1982, Adam 1998, Cook 1998), e inclusive na mata atlântica brasileira (Ab'Sáber 1977), embora estudos nesta floresta ligados a tal teoria sejam bastante mais raros. Haffer (1982, 1997) afirma que a teoria é independente do período de tempo, que poderia ser inclusive anterior ao Terciário, só que isto contraria quase todas as discussões e exposições da teoria, refletidas, por exemplo, na própria ênfase de Haffer (e de todos os demais defensores) aos refúgios pleistocênicos e no

título de Mayr & O'Hara (1986); se aceitarmos tal posição de Haffer, a própria argumentação de Rambo (1958) sobre "refúgio" acabaria sendo considerada como parte de tal "teoria".

Para uma análise crítica desta teoria (ou modelo), ver Benson (1982), Endler (1982), Brown Jr. (1987), Lynch (1988), Gentry (1989), Werff (1992), Bush (1994, 1996) – curiosamente, nenhum citado por Larocca, embora os 2 primeiros fizessem parte de um volume muito citado por ele. Também Salgado-Labouriau (1994, 2001), Martinelli *et alii* (1996), Kay *et alii* (1997), Kellman & Tackaberry (1997), Adam (1998), Haberle & Maslin (1999), Colinvaux *et alii* (2000), De Oliveira (2000), Willis & Whittaker (2000), Behling (2001), Cowling *et alii* (2001) e Oliveira Filho & Ratter (2001) mostram posições e análises críticas ou rejeitam a maior parte dos argumentos dos proponentes da teoria, enquanto Behling & Hooghiemstra (2001) consideram que as evidências disponíveis nos registros polínicos estudados ainda são insuficientes para uma conclusão sobre se existiram ou não os supostos refúgios florestais na Amazônia. Por outro lado, Haffer (1997), Hooghiemstra & van der Hammen (1998) e van der Hammen & Hooghiemstra (2000) são dos poucos que ainda argumentam a favor desta teoria, mas ver também Freitas *et alii* (2001), que não encontraram evidência de expansão da savana amazônica no último período glacial (da mesma forma que Martinelli *et alii* 1996), mas apenas no Holoceno, o que não foi verificado por Martinelli *et alii* (1996), mas em parte coincide com períodos secos holocênicos evidenciados por Piperno & Becker (1996) e Behling & Hooghiemstra (2001:315).

Larocca (1998) baseou na teoria dos refúgios a sua hipótese de especiação de um grupo de espécies de *Parodia* subgên. *Eriocactus* (ou *Eriocactae*? ou *Eriocactea*? – Larocca usa as 3 formas alternadamente) e suas especulações sobre as origens, possíveis rotas migratórias e pretéritas distribuições geográficas destas e de algumas outras espécies de Cactaceae. Larocca (1998:73) e Rojas-Aréchiga & Vázquez-Yanes (2000) destacam a ausência de mecanismos de dispersão a longa distância nas espécies do gênero, que teriam suas pequenas sementes dispersadas por gravidade, água e formigas. No entanto, não podemos ignorar as grandes vantagens sugeridas pelo modelo de Bolker & Pacala (1999) para as estratégias de dispersão a curta distância, bem como o fato de que a dispersão de sementes a 10 km é plausível para muitas espécies arbóreas durante fortes tempestades (Clark *et alii* 1999). O mesmo certamente também se aplica, embora em menor grau, para plantas de pequeno porte, especialmente em áreas abertas e com fortes ventos (Bullock & Clarke 2000), ainda que Rojas-Aréchiga & Vázquez-Yanes (2000) afirmem que a anemocoria é o modo de dispersão menos comum em Cactaceae. Bennett (1998) destaca que os extremos de dispersão é que são importantes, não a média. Isto significa que eventos ocasionais que levam à dispersão a longa distância devem ser criticamente importantes (Greene & Johnson 1995, Bullock & Clarke 2000, Cain *et alii* 2000, Nathan 2001), podendo estar relacionados a ventos ascendentes (Greene & Johnson 1995), tempestades ou a "acidentes bióticos", o que torna as espécies vegetais muito mais móveis (como indicado por evidências da taxa de expansão de espécies no Holoceno) do que supõem as análises feitas apenas com a observação de processos ocorrentes na escala temporal dos pesquisadores ou nas limitadas escalas espaciais normalmente usadas.

Muitas considerações de Larocca (1998) são interessantes e baseadas em numerosas observações feitas nas populações *in loco*, sugerindo a especiação por isolamento de populações devido à expansão e coalescência das matas após a última glaciação. No entanto, a ausência de qualquer tipo de datação em seu trabalho e a sua aceitação aparentemente acrítica das suposições da teoria dos refúgios florestais nos levam a considerar muito pouco corroboradas suas especulações sobre a origem das espécies estudadas, resumidas em Waechter & Larocca (1998). Isto porque não há qualquer indício que leve à sugestão do período posterior à última glaciação para a especiação do grupo. Segundo Hengeveld (1990:205), ocorreram pelo menos 16 períodos glaciais durante o Pleistoceno (iniciado 1,6 milhão de anos antes do presente), enquanto Burnham & Graham (1999:570) citam 18-20 ciclos no Pleistoceno, dos quais 9 nos últimos 800 mil anos, além de ciclos curtos na ordem de várias centenas ou poucos milhares de anos (eventos D-O ou Dansgaard-Oeschger; 23 ciclos no último período glacial, entre 110 e 15 mil anos atrás, cf. Roy *et alii* 1996) a vários milhares de anos (eventos Heinrich) de duração.

Na América do Norte, diversas espécies de aves, que muitos supunham terem se originado durante os ciclos glaciais e interglaciais do Pleistoceno recente (e cuja história evolutiva é muito melhor conhecida que a da imensa maioria das espécies vegetais), na verdade já existiam há milhões de anos, sugerindo uma história relativamente contínua de eventos especiativos (Klicka & Zink 1997, Willis & Whittaker 2000), ao contrário da concentração de especiações quaternárias especuladas por Haffer (1982:7,18). Na Austrália, a mata tropical certamente se fragmentou e ficou muito restrita durante os períodos glaciais, porém tais

flutuações não foram acompanhadas de especiação (Adam 1998), mas sim de diferentes taxas de extinção (Moritz *et alii* 1997, Cook 1998). Evidências moleculares originárias da Austrália (Moritz *et alii* 1997), África e América do Sul indicam que a maioria das espécies atuais representa antigas linhagens que surgiram no Terciário (Adam 1998), enquanto a maioria das radiações adaptativas nos trópicos é anterior ao Pleistoceno (Cook 1998). Também na Europa muitas diferenciações genéticas na verdade já existiam em períodos bem antigos do Quaternário, sendo anteriores aos ciclos glaciais mais recentes (ver Comes & Kadereit 1998).

Na Amazônia, para onde a teoria dos refúgios tropicais foi primeiramente exposta pelo ornitólogo Haffer (Prance 1982a), os padrões de diferenciação genética indicam que a maior parte das espécies de mamíferos estudadas recentemente também sugerem eventos de diversificação pré-pleistocênica (Kay *et alii* 1997, Sites Jr. 2001), enquanto tal teoria (ou modelo) simplista está gradualmente se desintegrando e um modelo muito mais complexo é necessário (Willis & Whittaker 2000; e uma base para este é Bush 1994, 1996), o que já é de alguma forma considerado por Hooghiemstra & van der Hammen (1998), inicialmente ardorosos defensores da teoria dos refúgios florestais.

Ainda em relação à questão de refúgios, mesmo estudos mais sofisticados, como os de Lutz *et alii* (2000), foram insuficientes para confirmar se a origem das espécies se deu a partir de refúgios ou por meio das hipóteses alternativas, mas os dados gerados por tal tipo de análise (ver especialmente Whelan *et alii* 2001) permitem uma avaliação mais ampla das possíveis implicações evolutivas, biogeográficas e conservacionistas, tornando tal tipo de estudo bastante recomendável para as espécies estudadas morfologicamente por Larocca.

3.7.3. Considerações sobre populações

Voltaremos a tratar aqui da dinâmica numa escala temporal bem mais reduzida. A ocorrência esporádica ou isolada de indivíduos de diversas espécies não tradicionalmente encontradas na VR (acessórias ou não-características), e vários dos quais talvez não cheguem a se reproduzir, permite considerarmos alguns aspectos envolvendo a dinâmica populacional delas, especialmente num nível regional (cf. Eriksson 1996). Um é a função desempenhada por indivíduos "pioneiros" (senso Grinnell 1922) ou periféricos (senso Brown *et alii* 1996) que se estabelecem afastados da área normal de ocorrência da sua espécie, papel de extrema importância para esta, pois mesmo que a maioria (talvez 99%) venha a morrer sem reproduzir, os poucos casos de sucesso podem criar uma nova "colônia" e obter uma expansão dos limites do habitat da espécie, ou mesmo colonizar tipos de habitat antes não ocupados por ela (Roslin 2001), e inclusive, se tais indivíduos desenvolverem modificações que os tornem mais adaptados às novas condições, podem garantir a colonização de habitats que eram inicialmente ainda mais desfavoráveis à espécie (Grinnell 1922, Ariño & Pimm 1995).

Nos casos, imensa maioria, de indivíduos que não se reproduzem, as considerações de Pulliam (1988) são importantes e serão abordadas em seguida. Nos casos dos raros indivíduos que reproduzem, consideramos que tal sucesso reprodutivo pode ser de grande valor para a espécie, pois as encostas rochosas dos Aparados são locais privilegiados para espalhar sementes e frutos para outras áreas mais baixas, já que os paredões estão expostos a ventos fortíssimos que podem deslocar os propágulos a centenas ou milhares de metros da planta-mãe; e isto é reconhecido por Bullock & Clarke (2000), Cain *et alii* (2000) e Nathan (2001) como um tipo de evento raro mas com enorme impacto. Husband & Barrett (1996) destacam a provável importância deste tipo de ocorrência (reprodução em locais isolados) em ampliar a magnitude da conectividade dentro das metapopulações, embora a maioria dos biólogos populacionais tenda a evitar plantas ocorrendo nestas situações.

Segundo Pulliam (1988), Dunning *et alii* (1992) e Dias (1996), uma população composta de subpopulações fontes ou exportadoras ("source") e outras receptoras ou sumidouros ou drenos ou importadoras ("sink") localizadas em diferentes tipos de habitat pode ser regulada pela dispersão grandemente direcional de indivíduos (da fonte para o sumidouro) de habitats que funcionam como fonte líquida de indivíduos (a taxa de reprodução excede a taxa de mortalidade) para habitats que funcionam como sumidouros e cuja população é mantida pela imigração das áreas fonte. Embora Pulliam tenha desenvolvido seu modelo especificando o deslocamento ativo de indivíduos animais de um habitat para outro, através da escolha entre habitats baseada em diferenças na qualidade deles, parece razoável aplicá-lo (como faz Dias 1996) também para plantas que se desenvolvem a partir de propágulos originados de outros habitats, uma vez que estes propágulos podem ser considerados análogos aos indivíduos migrantes das populações animais

do modelo original. Watkinson & Sutherland (1995) criaram uma terceira categoria de populações, denominada "pseudo-sink", para as populações viáveis que parecem como "sinks" em virtude da dispersão de seus indivíduos dentro delas, já que o simples monitoramento de nascimentos e mortes ou da fonte do recrutamento é insuficiente para definir se uma população é "sink" ou "pseudo-sink", o que contribui para dificultar a diferenciação entre elas.

A distinção entre uma zona de ocorrência permanente e outra de ocorrência temporária já foi discutida por outros autores, como Hengeveld (1985, 1990:139-40), dentro da idéia de que a parte central de uma distribuição geográfica corresponde às melhores condições para o desenvolvimento da espécie, onde ocorrem menores flutuações das condições ambientais, enquanto as partes periféricas ou marginais são menos favoráveis, e nelas ocorrem maiores flutuações e maiores taxas de extinção local da espécie, além de poderem consistir inteiramente de indivíduos estéreis e depender totalmente de um fluxo permanente de propágulos de outras populações mais próximas da zona central.

Estes modelos têm uma conseqüência importante para a estrutura das comunidades, as quais podem ser então uma mistura de populações, algumas que se autoperpetuam e outras que não, mas mesmo estas, se forem mantidas a partir de populações de outros habitats, podem ser estáveis. Isto também é aceito por Kadmon & Shmida (1990), que reconhecem 3 fontes potenciais de recrutamento para as populações vegetais: reprodução local, banco de sementes do solo e ganho líquido através da dispersão. Por outro lado, "sinks" podem ser importantes fontes de novidades evolutivas (cf. cap. 1), se a taxa de migração for suficiente para provê-las com variação genética enquanto continuar a livrá-las da extinção local (R. Holt, citado por Sih *et alii* 2000), bem como durante mudanças climáticas em que as populações podem ser dominadas por indivíduos com maior capacidade dispersiva e não necessariamente pelos mais fecundos, que normalmente dominam em situações mais estáveis (Roslin 2001). Além das relações "source/sink", Dunning *et alii* (1992) reconhecem 3 outros tipos de processo ecológico que podem afetar populações ou comunidades na escala de paisagem: complementação, suplementação e vizinhança.

Eriksson (1996) considera que o modelo de população "source/sink" é um caso especial do modelo de metapopulação, já que ambos correspondem tanto a populações persistentes refugiadas quanto a populações efêmeras mantidas por dispersão. Ele propõe um terceiro modelo, para populações locais persistentes com sobrevivência suficientemente longa para ultrapassar períodos de desenvolvimento sucessional desfavorável em que a taxa de crescimento populacional é negativa e não há recrutamento nelas, concluindo que tal dinâmica ocorre especialmente em populações com grande duração (os indivíduos vegetais mais duradouros podem sobreviver de décadas até vários milênios) e plantas clonais, devendo ser comum nas margens da distribuição (ver também Eriksson 2000b). Os 3 tipos de dinâmica são comuns em plantas, e uma espécie pode possuir todos eles ou elementos dos 3, não sendo esperado que ela exiba apenas um dos 3 tipos. Eriksson (2000a) propõe uma nova categorização, considerando a capacidade das espécies para persistirem ao longo do tempo e suas capacidades para dispersão ao longo do espaço, em que ele reconhece 4 tipos de dinâmica espaço-temporal.

Rodenhouse *et alii* (1997) preferem considerar, para espécies que sejam dependentes do sítio, que o modelo nascedouro-sumidouro é um caso especial de seu modelo de regulação dependente do sítio. Este tem o foco em indivíduos (nível onde a reprodução e sobrevivência operam, enquanto o foco de Pulliam é em subpopulações), é independente da densidade local e nele a escala da regulação é explicitamente relacionada às distâncias de dispersão e não à distribuição e ao tamanho dos tipos de habitats mantendo diferentes subpopulações (modelo de Pulliam 1988), embora, neste último aspecto, a suposta diferença não nos parece ter muito sentido, já que ambos os fatores parecem importantes e dignos de consideração. Já Thomas & Kunin (1999) criticam as classificações de tipos de populações, como "sink-source", metapopulação, etc., pois estas proporcionaram uma base conceitual importante e "rótulos" às vezes úteis, mas geraram confusão e disputas desnecessárias e improdutivas entre diferentes esquemas, com desperdício de tempo e energia.

A seguir, desenvolveremos alguns aspectos da dinâmica vegetacional que nos parecem merecedores de destaque, tanto por sua provável importância nas comunidades rupícolas dos Aparados (que exemplificaremos com observações que fizemos a campo) como pela pequena atenção que eles têm recebido dos pesquisadores, ao menos até recentemente, na maioria dos ecossistemas, tanto em trabalhos teóricos quanto práticos, o que deve ser corrigido, através de uma maior valorização de tais aspectos, sendo este o principal objetivo da nossa próxima seção.

3.8. Interações positivas, construtores do ecossistema e facilitação

" 'Winning it/losing it' or 'avoiding it' do not completely describe the only alternatives for competitive outcome; evolution by natural selection may also proceed in such a way as to permit a 'continuation of the match.' " (Aarssen 1983:724).
["Vencer/perder" ou "evitar" não descrevem completamente as únicas alternativas do resultado da competição; a evolução através da seleção natural também pode prosseguir de uma forma que permita a "continuação do jogo".]

A maioria dos ecólogos concorda que existem **interações positivas** entre espécies, embora elas não sejam tipicamente discutidas, em modelos e livros-textos contemporâneos (uma exceção é Odum 1985), como processos importantes na estruturação de comunidades, o que é curioso, porque pioneiros ecólogos como Clements e Allee iniciaram a moderna teoria ecológica com a noção de que as comunidades eram o produto de uma combinação de processos positivos e negativos (Kareiva & Bertness 1997, Stachowicz 2001). A relutância dos ecólogos de comunidades em incluir as interações positivas em suas análises é parcialmente explicada pela ênfase dada por MacArthur e seus seguidores às interações competitivas; além disso, a sugestão dos modeladores matemáticos de que as interações positivas levavam à instabilidade (o que é desmentido por Nuismer *et alii* 2000), bem como a ingênua idéia evolutiva de considerar os sistemas biológicos como super-organismos, idéia geralmente associada às interações positivas, também contribuem para tal relutância (Kareiva & Bertness 1997).

Nas últimas duas décadas, vários trabalhos têm abordado tal tipo de interação, entre os quais Boucher *et alii* (1982), Aarssen (1983), Hunter & Aarssen (1988), Read (1993), Bengtsson *et alii* (1994), Bertness & Callaway (1994), Bronstein (1994a,b), Thompson (1994, 1999), Callaway (1995, 1997, 1998a), Leigh Jr. & Rowell (1995), Newsham *et alii* (1995), Noë & Hammerstein (1995), Nowak *et alii* (1995), Perry (1995), Dilcher (1996), Callaway & Walker (1997), Frank (1997), Hacker & Gaines (1997), Bertness (1998), Brooker & Callaghan (1998), Lambers *et alii* (1998), Barbour *et alii* (1999:159-67), Belyea & Lancaster (1999), Leigh Jr. (1999), Eriksson (2000b), Menge (2000), Withgott (2000), Zaluar & Scarano (2000), Kothamasi *et alii* (2001), Mulder *et alii* (2001), Sanders (2001), Stachowicz (2001), Wilkinson (2001) e Bundrett (2002).

Chegou-se hoje a um consenso de que realmente há um balanço entre interações positivas e negativas nos ecossistemas (Tielbörger & Kadmon 2000), e que tal balanço (isto é, o predomínio de um tipo de interações sobre o outro tipo) deve mudar ao longo dos gradientes ambientais (Bertness & Callaway 1994, Callaway & Walker 1997, Brooker & Callaghan 1998, Olofsson *et alii* 1999, Stachowicz 2001) ou durante os diferentes estágios de regeneração (Walker & Chapin III 1987, Callaway & Walker 1997, Holl 2002). Vários autores acreditam que as interações positivas são de fundamental importância em todos os ecossistemas e influenciam profundamente todos os níveis da organização biológica, e que a maioria dos organismos está direta ou indiretamente envolvida nelas (Herre *et alii* 1999, Margulis 2001), e de modo ainda mais importante sob condições ambientais flutuantes ou estressantes (Bertness & Callaway 1994, Bertness 1998, Zaluar & Scarano 2000, Kothamasi *et alii* 2001, Mulder *et alii* 2001, Stachowicz 2001), que é bem o caso das VRs em geral.

Um tema de certo modo relacionado às interações positivas são os **construtores do ecossistema**, também denominados engenheiros ecológicos (Lawton 1991), bioengenheiros ou organismos modificadores do habitat (Kareiva & Bertness 1997), fundadores ou modificadores do habitat (Bruno & Kennedy 2000, Stachowicz 2001), engenheiros do ecossistema (Jones *et alii* 1994, Lawton 1994, Lawton & Jones 1995, Belyea & Lancaster 1999, Reichman & Seabloom 2002) ou ainda engenheiros do ecossistema que atuam nos aspectos físicos ("physical ecosystem engineers"; Jones *et alii* 1997). Eles são organismos que direta ou indiretamente controlam a disponibilidade de recursos para outras espécies por causarem mudanças no estado físico em materiais bióticos ou abióticos (Jones *et alii* 1997), ou seja, são espécies que mantêm, modificam ou criam habitats através de efeitos não-tróficos (Lawton 1994), atuando isoladamente ou em conjunto com outras espécies e caracterizando um tipo de processo ecológico (Wilby 2002). Estes organismos são definidos de forma diferente dos "keystone plant resources", espécies vegetais que regularmente produzem recursos utilizados por animais durante o período estacional de escassez alimentar (Terborgh 1986, 1995:337), e dos "ecosystem managers", conceito expandido para incluir grupos de espécies com efeitos/papéis combinados que exercem desproporcional influência no funcionamento de um ecossistema (Lugo & Scatena 1995:81).

Por outro lado, os construtores do ecossistema apresentam estreita relação com os "keystone modifiers", um dos 5 tipos de espécie-base ou espécie-chave ["keystone species"] reconhecidos por Mills *et alii* (1993), e esta conceituação de "keystone species", expandida por Power *et alii* (1996) a partir de Paine (1966, 1969), Mills *et alii* (1993), Bond (1993) e vários outros trabalhos, parece ter sido a origem da ampliação feita por Lugo & Scatena (1995), e também parece similar ao conceito de espécies essenciais de McNaughton & Wolf (1970). Tal "keystone species" é definida como uma espécie cujo impacto sobre (a composição e/ou o funcionamento de) sua comunidade ou seu ecossistema seja grande e muito desproporcional em relação à sua abundância, o que exclui muitas espécies dominantes, mas pode incluir os construtores do ecossistema (Wilby 2002) e fixadores de nitrogênio (Power *et alii* 1996, Jordán *et alii* 1999).

Entretanto, a ecologia de populações e/ou de comunidades ainda não definiu e nem sistematicamente identificou e estudou o papel dos organismos na criação e manutenção de habitats, tanto que não há uma palavra ou expressão de amplo uso para descrever este processo (Jones *et alii* 1994), e a mais usada atualmente ("engineering" – engenharia; inclusive em turfeiras, cf. Ohlson *et alii* 2001) não é feliz (Reichman & Seabloom 2002). Tais construtores ocorrem em todos os ecossistemas (Jones *et alii* 1994) e cumprem um papel importante na determinação da estrutura e do funcionamento de muitos destes. No entanto, é quase certo que sua atuação na criação de recursos e habitats, bem como no controle sobre recursos abióticos e na modulação de forças abióticas que modificam ou mantêm os habitats, é mais importante em alguns ecossistemas que em outros, tendo tanto efeitos negativos quanto positivos sobre a riqueza de espécies e abundâncias em pequenas escalas, mas com efeitos líquidos provavelmente positivos em escalas maiores (Jones *et alii* 1997).

Um assunto bastante vinculado ao anterior é o que Wilson & Agnew (1992) denominam de "positive-feedback switches" ou simplesmente "switches" [interruptor, chave, botão de controle], isto é, processos em que a comunidade modifica o seu ambiente, tornando-o mais favorável às atuais espécies da própria comunidade, sendo assim exatamente opostos à facilitação, onde as mudanças ambientais provocadas pelas espécies atuais da comunidade tornam o ambiente menos favorável a ela própria. Wilson & Agnew argumentam que a ausência de qualquer termo de amplo uso para este tipo de processo e a inexistência de qualquer menção a ele na maioria dos livros indicam que ele não havia sido ainda considerado um princípio geral da ecologia vegetal. Wilson & Agnew afirmam que o termo "switch" enfatiza a ocorrência de uma escolha [eles não usam esta palavra, só dão uma idéia de alternativas ou opções; não conseguimos encontrar uma palavra ou expressão em português que expressasse exatamente o significado original na língua inglesa], num estágio inicial, entre duas possíveis vias alternativas de desenvolvimento da vegetação e de seu ambiente, ou seja, uma opção entre 2 estados estáveis (no espaço ou tempo) de vegetação/ambiente, e sem a ocorrência de intermediários entre estes estados; neste caso, o mecanismo responsável pela opção são as próprias mudanças que a vegetação vai provocando no seu ambiente físico e/ou biótico.

O processo ser limitado a mudanças favoráveis à continuidade da comunidade e restrito a esta alternativa entre estados estáveis da vegetação torna-o distinto dos "engenheiros" de Jones *et alii* (1994). No entanto, a semelhança na idéia básica dos 2 assuntos é muita grande; é surpreendente que estes últimos autores não citem o artigo de Wilson & Agnew (1992), só o fazendo em Jones *et alii* (1997), mas ainda assim sem maior destaque ou comparação quanto às possíveis semelhanças ou diferenças entre seus trabalhos, apesar da enorme quantidade de informações e interpretações mostradas por Wilson & Agnew. Belyea & Lancaster (1999) e Frankl & Schmeidl (2000) também reconhecem a similaridade entre ambos os conceitos e os discutem de forma muito interessante, ao contrário de Stachowicz (2001), que faz uma excelente revisão e discussão de exemplos, mas também ignora o importante estudo de Wilson & Agnew.

Muitos ecossistemas, e especialmente os florestais, quase não chamam atenção para a forma como foram construídos. Eles geralmente impressionam tanto pela grande quantidade de espécies e/ou fitomassa e/ou superfície contínua ocupada, que os aspectos relativos à sua instalação e formação inicial geralmente passam desapercebidos, como se a floresta tivesse sempre estado naquele local durante milhões de anos, simplesmente regenerando as espécies que ali viveram durante esse tempo. Quando há alguma queda de árvore nesta mata, rapidamente surgem várias espécies tentando ocupar aquelas dezenas ou centenas de metros quadrados de solo disponível, e em algum tempo a cobertura vegetal retorna ao seu aspecto anterior, como se fosse a coisa mais simples do mundo. Por outro lado, quando se analisa um ecossistema rupícola, logo tornam-se evidentes a terrível dificuldade que os indivíduos têm para colonizar e ocupar aquele habitat, a lentidão do processo de degradação das rochas pelo intemperismo físico-químico e biótico (Anjos *et alii* 1999, Landeweert *et alii* 2001), a penosa acumulação de biomassa, matéria orgânica e partículas de solo, os

extremos microclimáticos que atormentam os indivíduos pioneiros em cada local, e a terrível e inclemente força destrutiva da Natureza, através dos ventos e tempestades, ceifando as vidas daqueles desbravadores em poucos minutos.

Portanto, quando se examina uma vegetação como a rupícola, não há como não considerá-la de uma maneira diferente e com uma visão no mínimo mais respeitosa e contemplativa, frente à rara possibilidade que nos é dada de estarmos acompanhando parte do processo de formação de um ecossistema, diante do **total pioneirismo** que caracteriza aqueles indivíduos e aquelas espécies, que estão construindo e modificando o seu habitat, a partir da pedra bruta, e criando a sua comunidade, ainda que no futuro provavelmente não possam permanecer nela. Será que este é o sentido da vida? Aí também se entende melhor o que pode significar o termo "pioneiro", que nem sempre significa aquela relativa "facilidade" de ocupar uma clareira da floresta, com solo para desenvolver as raízes e com água, nutrientes e radiação solar relativamente à disposição. As considerações deste parágrafo têm relação com a favorabilidade de Terborgh (1973) e os tipos de habitat periférico/marginal e central/mésico, comentados no capítulo 1 e também por Scarano (2000, 2002, *et alii* 2001).

Jones *et alii* (1997) não esperam muitos animais escavando rochas graníticas duras, mas afirmam haver muitos ambientes rupestres onde o substrato não é tão rijo que evite a erosão por animais, junto com a ação das raízes das plantas e dos exsudatos químicos dos liquens que têm evidentes efeitos modificadores sobre as rochas, além das comunidades microfíticas de algas, bactérias e fungos que dificilmente são vistas a olho nu. Nos Aparados, o substrato arenítico é o mais sujeito à ação erosiva animal ou humana, havendo várias cavernas interligadas por túneis (cuja origem é atribuída aos indígenas), no interior dos quais encontramos diversas espécies comuns de pteridófitas rupícolas. Este interessante tipo de ambiente rupestre foi estudado por Walck *et alii* (1996) e Farrar (1998) nos EUA, que encontraram baixa similaridade florística entre as cavernas, e várias espécies endêmicas, todas perenes; há várias cavernas deste tipo em locais de menor altitude (900-1100 m) próximos dos Aparados, como ao longo do rio Canoas e seus afluentes (rio dos Bugres, etc.), mas que ainda não foram exploradas botanicamente; no RS, na Serra do Sudeste, há pelo menos uma espécie endêmica de ambiente arenítico semelhante, *Petunia exserta* (Stehmann 1987, 1999). Outro efeito modificador é do pisoteio do gado em encostas rochosas, deslocando e/ou fazendo deslizar vertente abaixo pedras soltas, tapetes e colônias de plantas e pequenas manchas de solo e matéria orgânica; por outro lado, as fezes e urina do gado nestes locais significam um enriquecimento de microssítios.

Na Serra do Corvo Branco, foi observada apenas à distância a ocupação de uma grande caverna (inacessível para nós) por um bando de centenas de andorinhões, cujas fezes, restos de alimentos, penas, etc., significavam um importante enriquecimento nutricional para um ambiente tão oligotrófico quanto os paredões rochosos. Uma curiosidade em relação a aves, sem qualquer relação com os Aparados, é a existência de uma espécie exclusiva do Escudo da Guiana chamada *Rupicola rupicola* (Haffer 1987b:150). Outra conseqüência de atividades de animais (e inclusive com grande importância no presente trabalho, já que boa parte de nossos dados foram obtidos neles) são os paredões verticais criados pelo homem em vários pontos nas estradas que descem dos Aparados. Tal tipo de habitat já existia em muitas áreas, mas as explosões e escavações realizadas para aumentar a largura de antigas trilhas e criar um leito relativamente estável e espaçoso para a estrada certamente criaram novas superfícies rochosas cheias de reentrâncias e saliências que foram e estão aos poucos sendo colonizadas por espécies rupícolas, indicando uma ocupação recente de habitats rupestres criados ou modificados há pouco tempo (uma ou duas décadas em muitos casos) após ações humanas. A percentagem da superfície atingida na região por tal tipo de atividade é realmente pequena, mas também não podemos omitir sua existência, ainda mais que foi bastante explorada em nosso trabalho; algumas espécies endêmicas parecem ter aproveitado intensamente tais habitats, pois foram especialmente abundantes neles ou quase restritas a eles, como *Eryngium raulinoi*, *Eupatorium laxicephalum*, *Hysterionica pinnatisecta*, *Senecio subnemoralis*, *Mimosa chaetosphaera*, *Plantago* sp.2, *Nicotiana forgetiana*.

A **fixação de nitrogênio** é um tópico fundamental dentro da atuação dos construtores do ecossistema e também das interações positivas. Apesar da importância do N para o funcionamento das plantas, por talvez ser o elemento mais importante numa escala temporal de dias ou meses, suas fontes são produtos da vegetação existente (Fonseca *et alii* 2000, Landeweert *et alii* 2001). Recentemente, porém, surgiram evidências crescentes de quantidades significativas de N em rochas (Thompson *et alii* 2001, Hoffland *et alii* 2001), o qual poderia também ser disponibilizado para as plantas pelos processos discutidos por Landeweert *et alii* (2001). Na VR dos Aparados, especialmente duas espécies vasculares parecem ter importante papel ao

lado das espécies não-vasculares fixadoras de vida livre. *Gunnera manicata* (Foto 33) e *Mimosa taimbensis*, pelas grandes freqüência e abundância na VR e pela capacidade de abrigarem colônias de fixadores de N no interior de seus tecidos, parecem desempenhar o papel de "keystone species", em virtude da contribuição que provavelmente dão ao ingresso de N nos ecossistemas rupícolas e adjacentes.

Embora não tenhamos feito qualquer tentativa de analisar este aspecto, não podemos deixar de destacá-lo, tanto pela importância ecológica do processo em ecossistemas tão oligotróficos, quanto pela extrema raridade do tipo de associação entre *Gunnera* e cianofíceas. Este gênero é o único entre todos os angiospérmicos a formar simbiose fixadora de N com cianofíceas, e até o início da década de 90 foi o único caso conhecido de simbiose em que as cianofíceas (*Nostoc*) desenvolvem-se intracelularmente no hospedeiro (Osborne *et alii* 1991, Bergman *et alii* 1992a,b). Também em 6 gêneros de duas classes de briófitas, e em todas as 7 espécies de *Azolla* e 150 espécies de Cycadopsida ocorrem associações simbióticas com espécies de *Nostoc* fixadoras de N, mas todas estas simbioses ocorrem em espaços entre as células do hospedeiro, e não no interior delas, sendo esta última uma associação considerada mais íntima e cuja causa de surgimento ainda é desconhecida (Bergman *et alii* 1992a, Rai *et alii* 2000). As outras associações em que *Nostoc* desenvolve-se intracelularmente num hospedeiro são com o fungo *Geosiphon pyriforme* (Meeks 1998, Rai *et alii* 1999) e com diatomáceas (Rai *et alii* 2000).

Na década de 90, vários trabalhos revelaram detalhes da associação *Gunnera-Nostoc* e do seu funcionamento (Osborne *et alii* 1991; Bergman *et alii* 1992a,b; Johansson & Bergman 1994; Stock & Silvester 1994, Rasmussen *et alii* 1996, Meeks 1998; Rai *et alii* 2000), confirmando inclusive que a simbiose ocorre também na espécie dos Aparados, *G. manicata* (Johansson & Bergman 1994, Silvester *et alii* 1996, Meeks 1999). Todas as espécies de *Gunnera* examinadas em cultivo ou no habitat natural continham *Nostoc punctiforme*, e tal relação não parece ser influenciada pela disponibilidade de N no meio, demonstrando ser uma relação obrigatória entre o hospedeiro e o simbionte (Osborne *et alii* 1991), o que é contrariado por Silvester *et alii* (1996) e Rai *et alii* (2000), para quem a relação é facultativa, já que ambos os parceiros podem crescer facilmente mesmo quando independentes.

Esta associação ocorre abaixo de várias camadas externas de células do caule, em células glandulares especializadas que a planta forma mesmo na ausência do cianobionte (Meeks 1998, Wilkinson 2000; este último ilustra a localização das glândulas pouco abaixo da gema apical, quase junto à inserção das folhas mais jovens que recém iniciaram sua formação, p.254), e o N fixado nos heterocistos de *Nostoc* é disponibilizado tanto para a bactéria quanto para o hospedeiro, sendo que este recebe N que está em excesso, ou seja, um tanto que está além do que é necessário para o crescimento de *Nostoc* (Meeks 1998). O cianobionte é capaz de fornecer todo o N requerido pelo hospedeiro, e este protege o cianobionte da dessecação e da destruição por "herbívoros", além de propiciar um ambiente estável e com um nível de nutrientes que permite ao cianobionte um crescimento relativamente consistente e contínuo, dificilmente encontrável na maior parte de cada habitat em que ocorre a associação (Rai *et alii* 2000).

Gunnera manicata é, provavelmente, a espécie com maior massa nos paredões dos Aparados (Fotos 3, 8 e 33), o que está associado à sua capacidade de obter N atmosférico; este, depois de ser incorporado nos tecidos da espécie e após a decomposição da planta ou de partes dela, torna-se disponível para ser absorvido também por outros vegetais, permanecendo no ecossistema. Isto dá especial importância à *G. manicata* na VR, já que ela possibilita o enriquecimento da comunidade em relação a um nutriente tão essencial para o crescimento das plantas. Uma informação necessária para comprovar estas suposições, mas que ainda não temos, é quanto N pode ser fixado nos Aparados por *G. manicata* em sua associação com as cianofíceas.

Gillespie & Prigge (1997) registraram a total ausência de leguminosas fixadoras de N no seu estudo da sucessão primária em um gradiente altitudinal na Nicarágua, o que os levou a especular que elas sejam más colonizadoras neste tipo de sucessão. Porém, na VR dos Aparados, as leguminosas tiveram uma expressiva riqueza (20 espécies), embora apenas *Mimosa taimbensis*, uma espécie endêmica, tenha sido muito abundante. Segundo Faria *et alii* (1989), 90% das espécies de Mimosoideae analisadas apresentavam nodulação, o que nos faz supor que também *M. taimbensis* possua nódulos radiculares, onde se daria a associação com bactérias do gênero *Rhizobium*, e que participe no processo de disponibilização de N para os demais componentes dos ecossistemas rupícolas. Porém, não encontramos qualquer estudo demonstrando isto, embora os processos simbióticos leguminosas-*Rhizobium* já tenham sido muito mais estudados e detalhados (para uma abordagem taxonômica e evolutiva, ver Sprent & McKey 1994; a maior parte dos demais trabalhos sobre este tipo de simbiose enfatiza os aspectos fisiológicos e ontogenéticos) do que os que envolvem *Gunnera*. Também recentemente, ocorreu a comprovação de fixação de N em espécies de

Poaceae, embora ainda haja grande falta de estudos em condições de campo (Reis *et alii* 2000) e total inexistência de informações sobre a fixação de N por graminóides da VR.

Em função da abundância e massa de *M. taimbensis* e *G. manicata*, pode-se especular que estas duas espécies endêmicas sejam elementos decisivos no processo de colonização dos paredões rochosos e responsáveis pelo enriquecimento mineral dos microssítios oligotróficos onde germinam e se instalam, talvez possibilitando o desenvolvimento de uma vegetação de transição VR/MN a seguir, em virtude do seu provável efeito de facilitação. Silver *et alii* (1996) destacam o papel da fixação de N como um processo crucial especialmente em comunidades sucessionais, onde os fixadores podem aumentar a disponibilidade de N para os outros organismos e alterar o padrão de desenvolvimento do ecossistema, o que também foi discutido por Snyder & Wullstein (1973), Lamont (1982), Fritz-Sheridan (1987, & Portécop 1987), Harper (& Pendleton 1993, & Belnap 2001), Bellingham *et alii* (2001) e Malam Issa *et alii* (2001). Outro tipo de interação biológica provavelmente muito importante na ocupação dos paredões dos Aparados são as micorrizas, que podem ampliar em muito a absorção de nutrientes pelas plantas vasculares (ver Janos 1980, Lamont 1982, Newsham *et alii* 1995, Kothamasi *et alii* 2001, Landeweert *et alii* 2001), especialmente do fósforo em regiões tropicais (Newsham *et alii* 1995, Frizano *et alii* 2002). Neumann & Martinoia (2002) discutem o que pode ser a terceira maior estratégia para a aquisição de nutrientes por esporófitos vasculares terrestres, característica de membros de Proteaceae e espécies de várias outras famílias, todas adaptadas a solos com baixa fertilidade, as quais em geral não formam associações micorrízicas.

A **facilitação**, ao contrário dos temas até agora desenvolvidos nesta seção, tem sido reconhecida e discutida com muito mais intensidade e já há bastante tempo, tendo se firmado como um modelo importante dentro da teoria sucessional, especialmente a partir de Connell & Slatyer (1977; ver também Connell *et alii* 1987, Barbour *et alii* 1999:297), e sendo abordada inclusive bem recentemente por Chapin III *et alii* (1994), Callaway & Walker (1997), Holmgren *et alii* (1997), Bellingham (1998), Kikvidze & Nakhutsrishvili (1998), Raffaele & Veblen (1998), Goldberg *et alii* (1999), Holzapfel & Mahall (1999), Levine (1999), Nuñez *et alii* (1999), Olff *et alii* (1999), Weltzin & McPherson (1999), Bruno (2000, & Kennedy 2000), Carrillo-Garcia *et alii* (2000), Donovan & Richards (2000), Egerton *et alii* (2000), Fagan & Bishop (2000), Kennedy & Bruno (2000), Kitzberger *et alii* (2000), Shumway (2000), Zaluar & Scarano (2000), Bellingham *et alii* (2001), Fridley (2001), Haase (2001), Kikvidze *et alii* (2001), Rubio-Casal *et alii* (2001), Holl (2002) e Scarano (2002), em diferentes tipos de ambiente.

Diversos autores (como Callaway 1998b, Olff *et alii* 1999, Kitzberger *et alii* 2000, Menge 2000, Shumway 2000, Tielbörger & Kadmon 2000, Withgott 2000, Stachowicz 2001) parecem considerar as interações positivas entre espécies como sinônimo de facilitação, mas preferimos neste momento tratar esta num sentido mais restrito, como um dos tipos de modelo sucessional. A facilitação tem sido discutida em alguns estudos sobre a VR, sendo mencionada explicitamente por Houle & Phillips (1989), Meirelles (1990), Escudero (1996), Falkenberg (1997), Waldemar (1998), Ribeiro *et alii* (1999) e Scarano (2002), e implicitamente por Fernandes (1990:64). Ela deve regular as primeiras etapas da colonização, quando as espécies colonizadoras melhoram o ambiente para espécies mais tardias sucessionalmente e, neste processo, as primeiras colocam a si mesmas em desvantagem competitiva (Escudero 1996).

Alguns estudos não mostram a facilitação como o principal mecanismo responsável pela sucessão (Walker & Chapin III 1987, Morris & Wood 1989, Farrel 1991, del Moral & Wood 1993), já que diversos outros fatores também podem determinar o andamento da sucessão vegetal (Connell & Slatyer 1977, Connell *et alii* 1987, Walker & Chapin III 1987, Fagan & Bishop 2000), e nem Michelangeli (2000) encontrou evidência de um processo sucessional que seguisse o modelo da facilitação. Mas, em muitos ambientes extremos e muitas sucessões primárias, como paredões verticais, o processo de facilitação parece desempenhar papel importante (Connell & Slatyer 1977, Chapin *et alii* 1994, Rubio-Casal *et alii* 2001, Scarano 2002), o mesmo sendo esperado em outros tipos de ambiente (Fagan & Bishop 2000, Stachowicz 2001, Holl 2002). Kikvidze & Nakhutsrishvili (1998) concluem que as interações positivas são cruciais para a estrutura e diversidade das comunidades subnivais de plantas, onde espécies invasoras (típicas de altitudes inferiores) ocorrem somente em manchas de vegetação com mais de uma espécie, provavelmente em função do efeito "protetor" dado por espécies típicas desta grande altitude, que possibilitaria a invasão deste habitat extremamente adverso por espécies menos adaptadas (os autores não usam esta expressão) a ele; e tais interações facilitativas não seriam aleatórias, mas altamente específicas da espécie. No entanto, em ambiente semelhante, Olofsson *et alii* (1999) encontraram balanços das interações variando de neutras a negativas, e não efeitos facilitadores, mas estes foram registrados também por Kikvidze *et alii* (2001).

Por outro lado, Goldberg *et alii* (1999) encontraram resultados inesperados e grandemente inconsistentes com a teoria existente, pois a intensidade da competição freqüentemente foi inversamente proporcional à produtividade, e a facilitação algumas vezes ficou restrita a locais mais produtivos. Porém, eles reconhecem que seus resultados estão sujeitos a várias limitações (como a dificuldade de os efeitos sobre o crescimento ou a sobrevivência de indivíduos serem extrapolados para o nível de distribuição e abundância de populações ou para efeitos sobre a estrutura da comunidade) e que houve considerável variação nos padrões em função do tipo de variável avaliada. Por exemplo, as interações facilitadoras foram mais comuns sob menor biomassa quando as variáveis consideradas foram a biomassa final e taxa de crescimento, mas a facilitação foi mais comum sob maior biomassa quando a taxa de sobrevivência foi a variável medida (Goldberg *et alii* 1999).

A dificuldade de desenvolvimento das plântulas nos ambientes rupestres dos Aparados gera uma série de interações positivas entre os vegetais, pela facilitação que plantas rosetadas, touceiras de plantas e especialmente tapetes de musgos (já mencionados por Oosting & Anderson 1937, 1939; Schofield 1985; Fotos 28-32, 34), hepáticas (já descritos por Jongmans *et alii* 2001; Foto 30), liquens (ver Sancho *et alii* 2001; Foto 28) ou de *Selaginella* (já comentados na seção anterior; Foto 31) propiciam para a instalação de sementes ou esporos de outras espécies, o que foi freqüentemente observado durante as expedições. Na área das proximidades do Morro da Igreja (km 6-7 da estrada para ele), verificamos que em declividades de cerca de 30 a 60°, sobre paredões de rocha vulcânica, indivíduos e populações de *Brasilicactus graessneri* (Foto 34), *Portulaca diegoi*, *Anemia tomentosa*, *Doryopteris pedatifida* (Foto 34), *Begonia descoleana*, *Tradescantia* cf. *crassula* e *Zephyranthes flavissima*, entre outras espécies, só se estabeleciam e desenvolviam sobre tapetes de musgos, que representavam uma importante fonte de matéria orgânica e um substrato vivo com textura suficiente para reter sementes e esporos e permitir a instalação de outras espécies.

Apesar da grande capacidade de várias espécies de musgos formadores de tapetes ou almofadas colonizarem substratos nus e/ou verticais (Schofield 1985), os seus estágios iniciais de crescimento parecem vulneráveis e geralmente ocorrem durante períodos longos e mais ou menos continuamente úmidos, ainda que a maior parte da água nos musgos seja extracelular (água capilar externa, cf. Proctor 2000b) e possa variar dentro de amplos limites, sem afetar o status hídrico das células (Proctor 2000a,b). Observamos que estes tapetes de musgos (inclusive *Sphagnum*, mas especialmente gêneros de menor porte, como *Polytrichum* e outros) e mesmo de hepáticas, em todas as áreas amostradas, instalam-se sobre e estão cercados por superfícies rochosas lisas e escorregadias (Fotos 31-2), onde a fixação de sementes e sua germinação exitosa são altamente prejudicadas e improváveis. Fenômeno idêntico foi observado em vários pequenos afloramentos rochosos pouco ou não declivosos e rodeados por vegetação campestre no Morro da Igreja, onde os musgos eram os pioneiros e propiciavam, posteriormente, a instalação e o desenvolvimento de gramíneas, num prazo de tempo inferior a um ano. Porém, Zamfir (2000) e autores por ele citados verificaram tanto efeitos positivos quanto inibidores de liquens e musgos sobre a germinação e/ou emergência de plântulas vasculares, dependendo da espécie destas e de características do microssítio (como espessura da camada das espécies avasculares, se esta está viva ou morta, disponibilidade de água, etc.), o que recomenda maior cuidado na análise dos efeitos supostamente facilitadores.

Waldemar (1998:60) verificou um padrão de associação de musgos do gênero *Campylopus* com *Parodia erinacea*, mas acredita que a espécie pioneira tenha sido a cactácea, embora não possa garantir que esta tenha sido a seqüência de instalação destas espécies em todas as áreas em que tal associação ocorreu. No entanto, outras espécies (inclusive *Dyckia maritima*) também ocorreram em associação com *Campylopus* spp., e a maioria destas associações, "as de maior área, biomassa e profundidade, tem como planta pioneira *Campylopus*" (Waldemar 1998:59; ver também p.60-73).

Para compreender como se iniciam tais associações, pode-se analisar a proporção de ocorrências isoladas de cada espécie na área e se há fases iniciais de instalações das outras espécies nestes locais ocupados por cada espécie isoladamente; se houver uma assimetria na distribuição das associações e das ocorrências isoladas, isto será uma forte evidência de que uma espécie pode ser comumente a pioneira. Se isto não ocorrer, acompanhar a ocupação de vários microssítios ao longo do tempo é a melhor maneira de descobrir a seqüência de instalação das espécies, isto é, para verificar se há realmente um padrão seqüencial nas espécies ou se a primeira espécie a se instalar em cada microssítio pode ser variável e se o mesmo se dá com as seguintes, o que caracterizaria a seqüência de instalação de espécies em cada associação como aleatória. Em vegetação arbustiva semi-árida na Espanha, Haase (2001) fez uma análise similar à sugerida acima, tentando diferenciar os fatores físicos e os bióticos que determinam a associação entre espécies.

Na mesma área do km 6-7 comentada anteriormente, encontramos grandes colônias de *Dyckia reitzii*, mas não chegamos a perceber se a instalação dela era dependente de uma colonização prévia por musgos, o que deverá ser analisado futuramente. Apesar disto, consideramos totalmente comprovada a importância de musgos como espécies pioneiras e aparentemente facilitadoras em situações extremamente variadas da VR sul-brasileira, em altitudes, condições climáticas, declividades e substratos bastante diferentes, parecendo ser muito mais abundantes que os liquens macroscópicos e também mais importantes que estes na continuidade dos processos sucessionais, como já afirmavam Oosting & Anderson (1937).

A Figura 3.3 tenta mostrar alguns processos provavelmente importantes na dinâmica da VR dos Aparados e algumas espécies vasculares ou grupos não-vasculares supostamente mais determinantes em diferentes estágios de colonização dos paredões e de estabelecimento e acúmulo da fitomassa desta VR, os quais permitiram a construção dos atuais ecossistemas rupícolas da região.

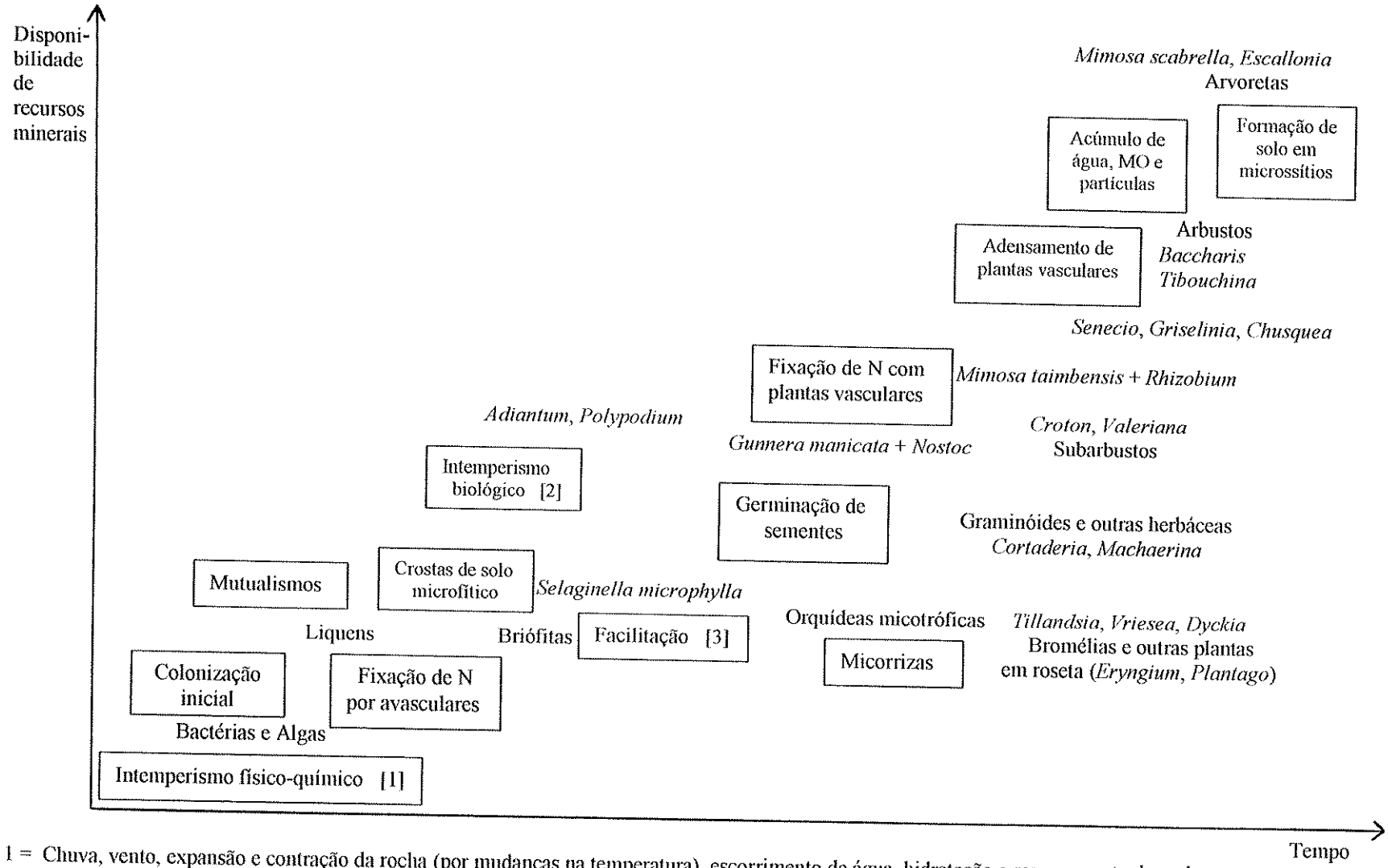
3.9. Comparação entre floras de substratos vulcânico e arenítico

Diversos trabalhos mostram a influência de diferentes tipos de rochas na determinação da composição florística da VR, tanto no Brasil (Camargo 1987) quanto especialmente em outras regiões do globo (Kruckeberg 1969, Baskin & Baskin 1988, van Wyk 1990, Matthews *et alii* 1993, Porembski *et alii* 1994, Tomaselli 1994, Escudero 1996, Tyler 1996a, Willis *et alii* 1996, Wiser *et alii* 1996, Cooper 1997), e inclusive prováveis efeitos sobre a especiação (Murdy 1968; Kruckeberg 1986; Steyermark 1986; Cowling & Holmes 1992, *et alii* 1994; Goldblatt 1997), chegando mesmo a determinar uma parcela também endêmica da fauna (cf. Gervais & Shapiro 1999). No entanto, a preferência individual de cada espécie por diferentes tipos de habitat ou substrato não tem sido muito discutida, havendo geralmente destaque apenas a substratos pouco comuns (Werff 1992, Matthews *et alii* 1993). No RS, Larocca (1998) cita o tipo de substrato de 3 espécies endêmicas de Cactaceae: *Parodia leninghausii* ocorre exclusivamente em paredões abruptos, "basálticos" ou areníticos, *P. claviceps* habita só paredões "basálticos" e *P. magnifica* coloniza rochas areníticas em inclinações próximas de 45° e paredões de litologia não informada (mas algum provavelmente vulcânico); o autor não fornece informações sobre a litologia do substrato das demais espécies que estudou, 4 de *Parodia* endêmicas (duas só do RS e duas do RS e N de SC) e 4 com distribuição mais ampla, de 4 outros gêneros.

Adotamos aqui o termo "vulcânico" para o conjunto de rochas magmáticas das áreas superiores da Formação Serra Geral, que tradicionalmente têm sido denominadas de "basálticas" por vários autores e mesmo por nós em fichas de coletas mais antigas. Sabe-se hoje que esta Formação inclui vários tipos de rochas ácidas, especialmente dacitos e riolitos, concentrados no topo (Umann *et alii* 2001) e que aparentemente predominam nos paredões vulcânicos expostos no alto dos Aparados, acompanhados "de intercalações de basaltos além de diques de diabásio" (Umann *et alii* 2001); isto significa que as rochas vulcânicas básicas ou basaltos são menos comuns do que se pensava antes (ver seção 2.2 do cap. 2).

Não pôde ser feita uma análise completa das floras dos substratos vulcânico e arenítico nos Aparados, porque elas ainda não são totalmente conhecidas e especialmente porque as zonas areníticas foram bem menos exploradas por nós, mas as informações disponíveis atualmente não indicam diferenças florísticas muito evidentes entre as VRs de substrato vulcânico e as de substrato arenítico. Na Serra do Corvo Branco, a maior parte de cada paredão é arenítica (entre 900 e 1250-1300 m de altitude, às vezes com folhelhos nas partes inferiores; Fotos 1, 6 e 24-5), ficando as rochas vulcânicas apenas acima de 1250-1300 m, com superfícies de 100-150 m de altura no topo da Serra (Fotos 20-2). No Morro da Igreja, todas as áreas amostradas eram vulcânicas (Foto 9). Na Serra do Rio do Rastro, a grande maior parte de cada paredão era vulcânica (Foto 12), entre 800 e 1400 m de altitude, com algumas áreas de arenito expostas abaixo de 800 m de altitude (Foto 23). Na Serra da Rocinha, as áreas amostradas aparentemente eram vulcânicas, e afloramentos areníticos, se presentes, não foram reconhecidos. Esta distribuição parece indicar que os contatos vulcânico/arenítico vão se dando em altitudes cada vez menores no sentido sul, chegando em Torres (extremo N do RS) a ocorrerem no nível do mar, nos Morros do Farol, das Furnas e da Guarita.

A distribuição das espécies não parece ser muito influenciada pelo tipo de rocha do substrato, pois poucas espécies até agora foram encontradas exclusivamente sobre um dos dois tipos de substrato. Além da diferença na composição química destes, também existem diferenças de altitude (o substrato vulcânico está em maiores altitudes que o arenítico), de idade (as rochas vulcânicas, com cerca de 130 milhões de anos, são mais recentes que as areníticas, que têm 150-200 milhões de anos), de extensão (as áreas vulcânicas expostas parecem ser muito mais extensas, ou pelo menos foram muito mais encontradas nas áreas amostradas, exceto



1 = Chuva, vento, expansão e contração da rocha (por mudanças na temperatura), escorrimento de água, hidratação e ressecamento da rocha.
2 = Liberação de ácidos; penetração de raízes, hifas e rizóides.
3 = Substrato para fixação de sementes e esporos, em tapetes de arquegoniadas e em mucilagens que rodeiam hifas ou colônias de algas/bactérias [aderência].

Figura 3.3 - Tentativa de esquematização da seqüência/posição de possíveis interações entre organismos/associações e processos na dinâmica da vegetação rupícola dos Aparados da Serra. ▭ = processos

na Serra do Corvo Branco, onde são minoritárias), de granulometria e de rijeza. E talvez também de nível de umidade retida e na fertilidade do solo originado de cada tipo de rocha, pois acreditamos que os solos derivados de arenito apresentem menor quantidade de nutrientes, embora não tenhamos confirmado isto através de análises químicas; inclusive, todos os solos analisados nas MNs eram derivados de rochas vulcânicas, e as quantidades de nutrientes disponíveis já foram bastante baixas (ver cap. 5). Os efeitos dos nutrientes sobre espécies da VR já foram analisados especialmente por Tyler (1996a,b), mas em substrato diferente dos da VR dos Aparados.

Um dos endemismos mais restritos até o momento é *Adesmia reitziana*, conhecida apenas dos afloramentos vulcânicos do topo do Morro da Igreja, onde Miotto & Leitão Filho (1993:76) a consideram endêmica e citam-na para campos pedregosos de altitude em transição com MN. Verificamos que *A. reitziana* é bastante freqüente neste Morro e nas suas imediações (cerca de 2-3 km ao longo dos Aparados para o sul), onde a coletamos e fotografamos sobre substrato vulcânico em altitudes entre 1800 e 1650 m. Porém, também a encontramos na Serra do Corvo Branco, em substrato arenítico, com ocorrência extremamente localizada e pequena população, mas com desenvolvimento vegetativo aparentemente até melhor que no Morro da Igreja, pois atingia maior e mais elegante porte, que poderia ser também atribuído, além da diferença de substrato, à menor altitude (1100 x 1800 m), às maiores temperaturas, à maior proteção contra os ventos (cujos possíveis efeitos foram muito bem demonstrados por Retuerto & Woodward 1992) ou, até mesmo, à inexistência de pastejo bovino, que acaba deformando ou reduzindo a fitomassa aérea quando é muito intenso. É possível que tal espécie seja a leguminosa mais abundante para a alimentação do gado no Morro da Igreja.

Igualmente *Eupatorium laxicephalum*, considerada "endêmica de Santa Catarina" por Klein na FIC, aparentemente seria restrita ao substrato vulcânico onde foi coletada na Serra do Rio do Rastro. Ali, ela realmente parece ocorrer somente sobre este substrato, mas a encontramos em várias outras situações, sobre arenito na Serra do Corvo Branco e em estágios sucessionais iniciais de mata atlântica de encosta no norte do RS, em altitudes bem inferiores. Muito parecido é o caso de *Calyptrimalva catharinensis*, encontrada anteriormente apenas na Serra do Oratório, a 1000 m de altitude, sobre substrato vulcânico, mas que foi coletada por nós também sobre arenito na Serra do Corvo Branco (Foto 27) e em grandes altitudes (1750 m) no Morro da Igreja. Embora o substrato não tenha sido informado pelos coletores destas espécies, são inferidos pelo tipo de rocha ocorrente na altitude mencionada em cada Serra. Situação semelhante se repete com *Mimosa chaetosphaera*, *Senecio subnemoralis*, *Eryngium raulinoi* e *Cortaderia vaginata* (Foto 26), supostamente coletadas em substrato de origem vulcânica, mas que foram encontradas por nós igualmente sobre substrato arenítico, e também em altitudes bastante variáveis nas duas últimas espécies. *Hysterionica pinnatiloba* também era referida somente para rochas e penhascos "basálticos" do RS pelos descritores, tendo sido encontrada por nós tanto sobre substrato vulcânico (Morro da Igreja) quanto arenítico (Serra do Corvo Branco).

Ou seja, mesmo alguns dos endemismos aparentemente mais restritos ao substrato vulcânico e/ou às grandes altitudes ou estreitas faixas altitudinais, na verdade, não são tão restritos assim. Com base em observações feitas a campo, comparando as floras dos substratos vulcânico e arenítico, acreditamos que o tipo de substrato possa influenciar mais na abundância de cada espécie do que na determinação da presença ou ausência da mesma, não sendo um fator tão marcante para a maioria das espécies, o que estaria de acordo com Baskin & Baskin (1988) e Médail & Verlaque (1997), embora para algumas ele possa ser decisivo. Coletas restritas a uma região, como as de nosso trabalho, geralmente não são suficientes para verificar toda a variação de uma espécie em relação aos tipos de substrato sobre os quais ela ocorre, podendo levar a conclusões incorretas sobre supostas preferências ou exigências.

Entre as espécies até agora restritas a um tipo de substrato nos Aparados, podemos citar algumas aparentemente restritas ao **arenito**, como *Thelypteris stieri*, *Elaphoglossum vagans*, *Lycopodium acerosum*, *Lycopodium* sp. (*Lycopodiella camporum*), *Buddleja hatschbachii*, *Tinantia erecta*, *Gaultheria ulei*, *Mimosa chaetosphaera* (mas o local de coleta do tipo induz a esperar que também ocorra sobre substrato vulcânico), *Tibouchina versicolor*, *Rubus rosifolius*, *Hindsia* aff. *glabra*. E também várias aparentemente exclusivas do substrato **vulcânico**, como *Lycopodium assurgens*, *Lycopodium* sp. (*Huperzia badiniana*), *Lycopodium* sp. nova?, *Polypodium gregale*, *Doryopteris rivalis*, *Baccharis curitybensis*, *B.* aff. *curitybensis*, *Hysterionica pinnatisecta*, *Senecio* sp. nova, *Berberis kleinii*, *Brasilicactus graessneri* (Foto 34), *Arenaria groenlandica*, *Croton patrum*, *Escallonia laevis*, *Zephyranthes flavissima*, *Plantago turficola*, *Aulonemia ulei*, *Stipa rhizomata*, *Polygala* sp., *Portulaca diegoi*, *Colletia* sp., *Margyricarpus pinnatus*, *Arjona megapotamica*,

Petunia sellowiana, *P. serrulata*. Porém, é possível que várias destas espécies, fora da região dos Aparados ou mesmo nesta, ocorram sobre outro tipo de substrato, mas as informações atuais ainda são insuficientes para qualquer conclusão e não podemos eliminar a possibilidade de que estas espécies sejam realmente "especialistas" ou intolerantes ou seletivas no tipo de rocha que colonizam. A maioria das outras espécies provavelmente ocorre sobre tipos variados de substrato, embora também isto ainda deva ser analisado a partir de observações mais cuidadosas, e levando em consideração especialmente a provável influência de outros fatores associados à diferença de substrato (principalmente altitude e nível de umidade).

3.10. Endemismo e aspectos de distribuição geográfica

Locais abertos e rochosos, declivosos e montanhosos, tendem a abrigar grande número de endemismos (Zohary 1973, Steyermark 1986, Major 1988, Hengeveld 1990:176, van Wyk 1990, Matthews *et alii* 1993, Cowling & Samways 1995, Ibisch *et alii* 1995, Hernández L. 1995, Médail & Verlaque 1997, Simmons *et alii* 1998), sendo que as comunidades xerofíticas apresentam a maior proporção de endemismos na VR (Hein *et alii* 1998). Os inselbergs brasileiros são particularmente ricos em espécies endêmicas freqüentemente restritas a áreas muito pequenas (Alves & Kolbek 1993, Barthlott *et alii* 1996, Meirelles *et alii* 1999), o mesmo ocorrendo com os campos rupestres (Giulietti & Forero 1990, *et alii* 2000; Eiten 1994; Barros 1998; Ribeiro & Walter 1998:134; Romero 2002; Vitta 2002). Os inselbergs ocorrentes no domínio das matas pluviais tropicais podem ser considerados habitats singulares e fragmentados desta formação vegetacional (Granville 1982, Sarthou *et alii* 2001); os inselbergs podem também ser interpretados como ilhas "terrestres" (Prance 1996, Burke 2001b; ou "ilhas ecológicas", cf. Stebbins 1980), e os distintos tipos de habitat dentro deles como "ilhas sobre ilhas" (Porembski 2002), desde que se reconheça que isto é apenas um modelo a ser trabalhado, não permitindo grandes generalizações e nem sendo estritamente comparável com o que acontece em ilhas oceânicas verdadeiras (ver seção 6.2.3 no capítulo 6).

As várias dezenas de espécies exclusivas dos Aparados e que habitam os paredões rochosos representam uma riqueza endêmica muito significativa, mas, em virtude da grande riqueza da flora rupícola, o nível de endemismo restrito desta não é dos mais altos (está em torno de 9%), pois boa parte da grande riqueza da VR é formada por indivíduos e/ou populações marginais ou periféricas de espécies cuja principal ocorrência é em outros tipos de vegetação, o que dá a elas uma distribuição geográfica bem mais ampla, a maioria especialmente pelo sul/sudeste do Brasil. Entre as várias dezenas de táxons com distribuição aparentemente restrita à região dos Aparados ou às suas proximidades, e que encontramos na VR, destacamos os gêneros *Calyptrimalva* (Foto 27) e *Verbenoxylum* (este ocorrente até Osório, RS, estendendo-se um pouco mais a sudoeste da região aqui definida como Aparados, mas praticamente restrito às encostas da Serra Geral), bem como as 58 espécies rupícolas da Tabela 3.5 (uma pteridófita e 57 angiospermas) e outras 3 que só foram encontradas nas transições VR/MN (e que provavelmente ainda serão encontradas na VR: *Eupatorium catharinense*, *Begonia solitudinis* e *Mimosa* sp. nova?), cujas distribuições conhecidas concentram-se na região, além de algumas outras espécies cuja distribuição ainda não é bem conhecida e que poderão vir a ser consideradas endêmicas no futuro. Por outro lado, algumas das aqui citadas poderão ser encontradas fora da região dos Aparados, durante explorações de novas áreas ou após coletas mais intensas em outras áreas já parcialmente exploradas, o que certamente reforça o caráter preliminar desta seção, marcado também pelo conhecimento ainda incompleto sobre a distribuição geográfica de muitos táxons sul-brasileiros, apesar dos enormes esforços de grandes coletores como Rambo, Hatschbach, Klein, Hagelund, Sehnem, J. Mattos, Reitz, entre outros.

Das 58 espécies, cerca de ¼ é praticamente exclusivo da VR; 24 espécies (41%) ocorreram na VR em apenas uma das áreas, 15 (26%) ocorreram em duas, 14 (24%) ocorreram em 3 áreas e só 5 ocorreram em todas as áreas: *Eryngium smithii*, *Mimosa taimbensis*, *Gunnera manicata*, *Glechon discolor* e *Tibouchina ramboi*, consideradas geralmente abundantes ou comuns. Há uma maior riqueza de endemismos nas 3 áreas mais ao norte, 36 na Serra do Corvo Branco, 28 no Morro da Igreja e 31 na Serra do Rio do Rastro, e apenas 18 na Serra da Rocinha, correspondendo a 13% da flora rupícola na primeira área, 12% na segunda, 9% na terceira e 6% na última, parecendo mostrar um gradiente de redução da participação de endemismos na riqueza da VR com a maior latitude e também com a menor altitude, o que seria relativamente esperado, e indicando um percentual de 9% para o nível de endemismo restrito que ocorreu na VR da região como um todo. Estes valores certamente serão ampliados quando considerados níveis de endemismo não tão geograficamente restritos, mas cuja análise exigiria dados muito mais amplos e completos, cuja obtenção demanda muito mais esforços ou os quais ainda nem estão disponíveis. O percentual da Serra do Rio do

Tabela 3.5 – Endemismos restritos aos Aparados da Serra e imediações, encontrados na vegetação rupícola (VR) ou em transição (Tr) entre VR e matinha nebular. VR = ocorrência na VR de cada área (de norte para sul): **C** = Serra do **C**orvo Branco, **I** = Morro da **I**greja, **R** = Serra do **R**io do **R**astro, **S** = **S**erra da Rocinha. Abundância da espécie em cada área: **a** = abundante, **c** = comum, **o** = ocasional, **r** = rara, **s** = raríssima/muito rara. **N** = n°. de exsicatas obtidas.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	VR	Tr	N
Lycopodiaceae	Lycopodium sp. nova? (semiereto, pequeno e cinza)		s			I		2
Apiaceae	Eryngium falcifolium Irgang (inflor. azul, triangular)			s		R		4
	Eryngium raulinoi Mathias & Constance	r	s	c		CIR	CI	6
	Eryngium smithii Mathias & Constance	a	a	a	a	CIRS	CIRS	8
	Eryngium zosterifolium Wolff (infl. branca, às vezes azul?, cilíndrica)		r		r	I S		7
Asclepiadaceae	Oxypetalum kleinii Fontella & Marquete			?		R		6
	Oxypetalum sp. nova?	?		?		C R		7
Asteraceae	Baccharis sp. (carqueja semi-áfila, poucos capítulos - sp. nova?)	r				C		4
	Conyza retirensis Cabrera		s			I		1
	Erigeron catarinensis Cabrera	r		r		C R	C R	4
	Eupatorium catharinense Cabrera						R	1
	Eupatorium laxicephalum Cabrera	c		a	o	C RS		13
	Holocheilus monocephalus C. Mondin			r	s	RS		4
	Hysterionica pinnatisecta Matzenbacher & Sobral			a		R		3
	Senecio ramboanus Cabrera	o				C	CI	6
	Senecio subnemoralis Dusén	r		r	r	C RS	C RS	5
	Senecio sp. nova (folha triangular e coriácea)		s	s		IR	IR	4
	Verbesina sp. nova? (1 capítulo grande)		r	a	a	IRS	RS	5
	Vernonia catharinensis Cabrera				r	S	S	5
Begoniaceae	Begonia cf. solitudinis Brade						C	1
	Begonia squamipes Irmscher	c		a		C R	C R	4
Berberidaceae	Berberis kleinii J.R. Mattos		o			I	I	4
Bromeliaceae	Aechmea kleinii Reitz	s				C		1
	Tillandsia sp. [T. aff. araujei Mez]	s	r	s		CIR	I	3
	Vriesea rastrensis Leme	?				C	C	1
Buddlejaceae	Buddleja cestriflora Chamisso	r		r	r	C RS	RS	6
	Buddleja kleinii E.M. Norman & L.B. Smith	c	?	o		CIR	CIR	5
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense Reitz & L.B. Smith		r			I	I	6
Fabaceae - Fab.	Adesmia reitziana Burkart	s	a			CI	I	5
Fabaceae - Mim.	Mimosa chaetosphaera Barneby - rup junto ao Rio Canoas							6
	Mimosa ramentacea Burkart	r				C	C	2
	Mimosa taimbensis Burkart	a	a	a	s	CIRS	CIRS	9
	Mimosa sp. nova? [M. aff. macrocalyx M. Micheli]						I	2
Gesneriaceae	Sinningia nivalis Chautems	o		o	o	C RS		2
Grossulariaceae	Escallonia petrophila Rambo & Sleumer - S?	c	o	c		CIR	CIR	11
Gunneraceae	Gunnera manicata Linden	a	a	a	a	CIRS	CIRS	2
Lamiaceae	Glechon discolor Epling	o	o	c	?	CIRS	CIRS	9
	Salvia congestiflora Epling	o		o	o	C RS	C RS	6
	Salvia sp. nova (C branca) - [S. aff. consimilis Epling]	r		r		C R		3
Malvaceae	Calyptrimalva catharinensis Krapovickas	o	o	o		CIR	CIR	5
Melastomataceae	Tibouchina ramboi Brade	a	c	c	c	CIRS	CIRS	8
Myrtaceae	Myrceugenia sp. nova [M. aff. smithii Landrum]		o			I	IR	7
Plantaginaceae	Plantago turficola Rahn		r		r	I S		6
	Plantago sp. - sp. nova?	o		o		C R		4
Poaceae	Aulonemia ulei (Hackel) McClure & L.B. Smith		r			I	I	5
	Cortaderia vaginata Swallen	?	?			CI		2
	Poa reitzii Swallen	r				C		2
Portulacaceae	Portulaca diegoi J.R. Mattos		r			I		2
Rubiaceae	Galianthe reitzii E.L. Cabral & Bacigalupo	o	o	?		CIR	C	9
	Galium sp. [Relbunium cf. humilioides M.L. Porto & Ehrendorfer]	c	c			CI		6
	Galium sp. [Relbunium cf. longipedunculatum Mariath & Ehrendorfer]		r			I		3
	Hindsia sp. nova [H. aff. glabra Schumann]	o				C	C	4
Solanaceae	Petunia serrulata L.B. Smith & R.J. Downs			o		R		2
Urticaceae	Pilea cf. aparadensis Brack	?			?	C S		3
	Pilea flammula Brack	s				C		2
	Pilea hydra Brack - rup Maquiné, RS, 500 m							2
	Pilea ulei Killip	c		o		C R		4
Valerianaceae	Valeriana catharinensis Graebner		r		r	I S	IR	10
	Valeriana tajuvensis Sobral - rup Praia Grande, SC, e RS							1
	Valeriana ulei Graebner	a	a	a		CIR	I	11
Verbenaceae	Verbenoxylum reitzii (Moldenke) Troncoso	o		o	?	C RS	C S	3

Rastro, inferior ao das duas áreas mais ao norte (embora a riqueza absoluta de endemismos das 3 áreas seja relativamente similar), deve-se simplesmente à maior riqueza de espécies na primeira, e nos lembra a constatação de Hobohm (2000): o percentual de endemismo tem como ponto de referência a riqueza total de espécies, e esta é muito complexa e ainda é inter-relacionada com o endemismo.

A distribuição de abundância dos endemismos restritos (Tabela 3.6) é bem distinta da distribuição geral de abundância das espécies da VR (Tabela 3.3) e muito mais variável entre as áreas que esta.

Tabela 3.6 – Distribuição da abundância dos endemismos restritos nas 4 áreas. Os valores fora dos parênteses representam a percentagem do total de espécies endêmicas **avaliadas** em cada área, os de dentro são os valores absolutos, r = riqueza de endemismos restritos.

Classes de abundância	Serra do Corvo Branco (r = 36)	Morro da Igreja (r = 28)	Serra do Rio do Rastro (r = 31)	Serra da Rocinha (r = 18)
Muito raras	10 (3)	15 (4)	11 (3)	13 (2)
Raras	26 (8)	35 (9)	18 (5)	40 (6)
Ocasionais	29 (9)	23 (6)	29 (8)	20 (3)
Comuns	19 (6)	8 (2)	14 (4)	7 (1)
Abundantes	16 (5)	19 (5)	29 (8)	20 (3)

Além da distribuição geográfica localizada da maior parte dos endemismos dentro da região, a maioria foi considerada predominantemente rara (15) ou ocasional (12), com as demais categorias de abundância apresentando bem menos espécies: muito raras (7), abundantes (6) e comuns (3); dito de outra maneira, 22 espécies foram muito raras ou raras e 21 foram ocasionais, comuns ou abundantes, o que parece insuficiente para confirmar a relação entre abundância local e tamanho da distribuição geográfica, discutida por Brown (1995:61-71), Gaston *et alii* (2000) e também no cap. 4 (seção 4.13). Com base nela, esperaríamos encontrar poucas espécies com maior abundância e uma imensa maioria com baixa abundância, já que todas possuem pequena distribuição geográfica; porém, tratamos aqui de um grupo bastante restrito de espécies, e todas endêmicas, o que significa uma amostra totalmente não-aleatória (como a estudada por Médail & Verlaque 1997), enquanto tal relação geralmente é analisada em comunidades inteiras ou conjuntos mais amplos de espécies.

Do total de ocorrências com abundância estimada (101) destes endemismos nas 4 áreas, 13 ocorrências (de 12 espécies) foram avaliadas como muito raras, 28 como raras, 26 como ocasionais, 13 como comuns e 21 como abundantes (14 destas últimas foram provenientes de apenas 4 espécies, das quais 3 encontradas em todas as áreas), o que reforça a pequena quantidade de espécies com extremos de abundância (muito raras ou abundantes). As 4 espécies de *Eryngium* representam bem a grande variedade de comportamentos e/ou tipos de ocorrência dos endemismos: cada uma ocorreu em um número diferente de áreas (em apenas uma área, *E. falcifolium*; em duas, *E. zosterifolium*; em 3, *E. raulinoi*; em todas, *E. smithii*), mostrando também grande variação em abundância entre elas, pois foram consideradas muito raras, raras, comuns e até abundantes, além de *E. raulinoi* apresentar também ampla variação em abundância entre cada área, sendo considerada como muito rara, rara e até comum.

Adicionalmente às espécies já citadas nesta seção, coletadas por nós, algumas outras também podem ser consideradas endêmicas de distintas comunidades abertas da região e/ou mesmo da VR, como *Eryngium urbanianum* Wolff, *Linum smithii* Mildner, *Conyza reitziana* Cabrera, *Chusquea windischii* L.G. Clark (endêmica das turfeiras do Morro da Igreja, cf. Clark 1992), *Eryngium ramboanum* Mathias & Constance, *Stipa brasiliensis* A. Zanin & Longhi-Wagner (endêmica do P.N. Aparados da Serra, RS, cf. Longhi-Wagner & Zanin 1998), *Briza* aff. *juergensii* Hackel senso Longhi-Wagner (1987), *Petunia alpicola* L.B. Smith & R.J. Downs, *Valeriana glechomifolia* F.G. Meyer, *Oxalis telmatica* Lourteig (de turfeiras), embora ainda não tenham sido encontradas por nós (caso das 6 últimas) ou ainda não as coletamos na VR (caso das 4 primeiras). Outras espécies, embora também endêmicas do RS e/ou de SC, possuem uma distribuição um pouco mais ampla e não somente restrita aos Aparados, mas de qualquer modo bastante reduzida; é o caso de *Arjona megapotamica*, *Brasilicactus graessneri*, *Buddleja hatschbachii* (SC e PR), *Baccharis paranaensis* (idem), *Croton patrum* (só SC), *Coccocypselum reitzii*, *Ctenitis oreocharis*, *Doryopteris rivalis*, *Paspalum barretoi*, *Hysterionica pinnatiloba*, *Nicotiana forgetiana*, *Senecio conyzifolius*, *Perezia eryngioides* (Cabrera) Crisci & Marticorena (de turfeiras; só SC), *Agrostis ramboi* Parodi, *Valeriana eichleriana* (C.A.

Muller) Graebner, *Eriocaulon ulaei* Ruhland (só SC), *Mimosa fachinalensis* Burkart, entre outras (apenas as 5 últimas não foram encontradas na VR).

As espécies citadas nesta seção revelam um certo destaque para os gêneros dicotiledôneos *Eryngium*, *Oxypetalum*, *Senecio*, *Buddleja*, *Mimosa*, *Salvia*, *Pilea* e *Valeriana*, que possuem alto percentual de suas espécies rupícolas encontrado, até o momento, como endêmico dos Aparados. Este destaque de *Mimosa* amplia para o sul do Brasil alguns resultados de Simon & Proença (2000) para o gênero no cerrado: alto endemismo restrito entre as suas espécies, mais concentrado em áreas com condições adversas, solos pobres e isoladas nas maiores altitudes, e onde também existem táxons endêmicos de outros grupos, o que repete um padrão revisado por Kruckeberg & Rabinowitz (1985) e Major (1988), de altos níveis de endemismo em habitats relativamente desfavoráveis, devido a um provável favorecimento da especiação; por outro lado, Luteyn (1999) não cita qualquer espécie do gênero para as maiores altitudes do norte dos Andes. Simon & Proença mencionam a intrigante ocorrência no gênero de invasoras cosmopolitas e de endemismos restritos, ambas com características gerais bem similares, o que realmente merece uma comparação detalhada para verificar as possíveis causas disto (como feito por Walck *et alii* 2001). Análises em 36 gêneros foram revisadas por Gitzendanner & Soltis (2000), mas sem encontrar diferença na forma de partição da variação genética dentro de e entre populações, embora as espécies raras tenham em geral diversidade genética um pouco menor que as de ampla distribuição.

Entre os 58 endemismos restritos, as famílias Asteraceae (11), Apiaceae (4), Fabaceae (4), Rubiaceae (4) e Urticaceae (4), todas dicotiledôneas, concentram 47% das espécies; as dicotiledôneas possuem cerca de 90% das espécies (51) e famílias (22), e as monocotiledôneas têm só 6 espécies e duas famílias, mostrando a tremenda desproporção na distribuição taxonômica dos endemismos restritos em relação à flora rupícola total, onde as dicotiledôneas correspondem a 63% e as monocotiledôneas representam 25% das espécies rupícolas. Também chama atenção a quase inexistência de pteridófitas endêmicas, o que está de acordo com Smith (1972), Sehnem (1977) e Windisch (1996), entre outros, e que confirma o grande potencial de dispersão dos esporos deste grupo, em que distâncias de centenas de quilômetros geralmente não significam uma barreira importante, o que também vale para as briófitas (cf. Schofield 1985, Frahm & Gradstein 1991); as pteridófitas representam 12% da flora rupícola, mas sua participação na flora endêmica dos Aparados é mínima. Entre as famílias com mais de 4 espécies rupícolas, Valerianaceae (60%), Urticaceae (44%), Asclepiadaceae (40%), Lamiaceae (33%), Apiaceae (27%), Rubiaceae (24%), Bromeliaceae (20%) e Fabaceae (20%) apresentam maiores percentuais de suas espécies rupícolas como endemismos restritos dos Aparados, o que novamente destaca quase só táxons de dicotiledôneas (exceto Bromeliaceae).

O número de endemismos nos inselbergs brasileiros e venezuelanos é bem maior que nos bolivianos e na VR argentina. Nos 2 primeiros países, muitas espécies apresentam uma distribuição extremamente restrita, em contraste também com a África, onde muitas das espécies apresentam uma ampla distribuição geográfica (Ibisch *et alii* 1995) e o número de endemismos é comparativamente baixo, como na África ocidental (Porembski & Barthlott 1998). Gröger & Barthlott (1996) destacam a baixa quantidade de endemismos nos inselbergs africanos quando comparados com os venezuelanos, tendo encontrado 86 endemismos restritos em 58 inselbergs graníticos venezuelanos, correspondendo a 14% da riqueza total. Funes & Cabido (1995) registraram apenas 4 endemismos restritos (3 espécies e uma variedade) na VR das Serras de Córdoba, só ocorrentes nas maiores altitudes e representando 1% da flora, o que impede uma generalização às vezes feita sobre a ocorrência expressiva de endemismos na VR, mas também contrariada nos estudos de Sarthou & Villiers (1998), em que apenas duas espécies eram endêmicas dos inselbergs da Guiana Francesa, representando 2% da flora amostrada, e de Burke *et alii* (1998), em que não houve qualquer espécie endêmica.

A maior parte das espécies encontradas nos inselbergs bolivianos apresenta ampla distribuição geográfica e ocorre em vários outros tipos de habitat (Ibisch *et alii* 1995, Mostacedo *et alii* 2001), o mesmo podendo ser dito sobre os inselbergs da Guiana Francesa (Sarthou & Villiers 1998) e da Costa do Marfim (Krieger *et alii* 2000). As orquídeas e bromélias litofíticas e epifíticas mostraram ampla distribuição, do mesmo modo que *Selaginella* spp., e nenhuma das bromélias era endêmica dos afloramentos graníticos bolivianos; algumas das espécies características e dominantes dos inselbergs bolivianos têm ampla distribuição, como também ocorre nos africanos (Ibisch *et alii* 1995, Krieger *et alii* 2000), mas Mostacedo *et alii* (2001) afirmam haver considerável número de endemismos animais e vegetais nos inselbergs bolivianos. Algumas características das plantas rupícolas bolivianas (predisposições como suculência, peciloidria,

homorrizia, potente proliferação vegetativa e resistência ao fogo) e as típicas formações vegetacionais combinam bem com os padrões conhecidos de outros sistemas de inselbergs tropicais (Ibisch *et alii* 1995).

Cerca de 1/3 das 194 espécies do Monte Niangbo (o maior inselberg da Costa do Marfim) são características da vegetação de inselbergs, mas não são exclusivas deles, e podem ser encontradas em outros locais com condições similares, como afloramentos rochosos-ferrosos, solos rochosos nas maiores altitudes e savanas costeiras sobre solos pobres e lixiviados; espécies pantropicais representam 9% da flora, enquanto elementos anfiatlânticos (América e África tropical) correspondem a 1,6% da flora deste Monte, que é dominada por elementos tropicais africanos, sudano-zambezianos e guineo-congolianos, que representam cerca de ¼ da flora cada um, não havendo endemismos restritos no Monte (Porembski *et alii* 1996a); Krieger *et alii* (2000) não encontraram qualquer endemismo do país. Só um pequeno número de espécies é comum para os inselbergs neo e paleotropicais, e muitas destas pertencem à vegetação que cresce e morre em cerca de um mês em locais com fluxo de água, estudada por Dörrstock *et alii* (1996), como *Neurotheca loeselioides* (Gentianaceae), *Utricularia pubescens*, *U. subulata* (Barthlott *et alii* 1996).

Os inselbergs funcionam como áreas de refúgio isoladas para cactos suculentos dentro de regiões ocupadas por vegetação pluvial, tanto na Bolívia (Ibisch *et alii* 1995) como no RS (Larocca 1998), e o mesmo se verifica para outros grupos taxonômicos na Costa do Marfim (Porembski *et alii* 1996a), na Guiana Francesa (Granville 1982, Sarthou *et alii* 2001) e também em outras regiões do planeta (Médail & Verlaque, Burke *et alii* 1998). Da mesma forma, escarpas e íngremes paredões rochosos servem como refúgio para matas temperadas aparentemente primárias em muitas partes do planeta e para cerca da metade das espécies endêmicas da Nova Zelândia e da Europa central (Larson *et alii* 2000). Também os campos rupestres brasileiros foram considerados "como um refúgio nos dias atuais", sendo vistos como "ilhas florísticas isoladas dentro de um mar" de caatinga ou de cerrado (Giulietti *et alii* 2000), aproximando-se das interpretações de Prance (1996), embora Meirelles (1990:153) os considere "grandes regiões contínuas típicas de altitudes elevadas". Os inselbergs também são vistos como "pontes de pedra" para certas espécies, ligando populações que, de outro modo, estariam isoladas umas das outras (Burke 2001b).

As 5 espécies de *Chusquea* endêmicas das serras do Itatiaia, Caparaó e dos Órgãos, além de outras nos demais campos de altitude brasileiros (como a já citada *Chusquea windischii*, do Morro da Igreja), e a semelhança delas com as espécies andinas, fazem Clark (1992, 1994) destacar o padrão insólito de distribuição destes bambus de maior altitude e questionar sobre seus mecanismos de dispersão e sobre o tempo e caráter de divergência das espécies andinas relacionadas. Padrão semelhante é encontrado também em *Aulonemia* (Clark 1995:fig.1; Judziewicz *et alii* 1999:165), com uma espécie endêmica dos Aparados (Judziewicz *et alii* 1999, sua Fig. 80) ocorrendo na VR e nas turfeiras e beiras de MN, a espécie mais meridional do gênero. Este gênero, além de uma distribuição contínua no S e SE brasileiros e de pequenas ocorrências disjuntas em áreas neotropicais, só apresenta outra distribuição contínua nas regiões andinas mais tropicais (10°N-17°S), ao contrário de *Chusquea*, que também ocorre em latitudes mais austrais dos Andes, ao longo do Chile Central, ultrapassando 45°S (Clark 1995:fig.2; Judziewicz *et alii* 1999:199), sendo ambos os gêneros considerados "centrados" nos Andes (Judziewicz *et alii* 1999:57).

A similaridade florística dos Aparados com a região do Itatiaia estende-se também às briófitas, pois a hepática *Triandrophyllum subtrifidum* (Hooker & Tayl.) Fulf. & Hatch. (Michel & Bueno 1994) ocorre disjuntamente nas duas regiões, separadas por cerca de 800 km. Entre as gramíneas, o mesmo padrão de distribuição geográfica ocorre em *Briza brasiliensis* (Nees ex Steudel) Ekman, *Melica arzivencoi* e *Poa bradei* (Longhi-Wagner 1987), as duas últimas encontradas também por nós. Outros grupos taxonômicos parecem ter representantes com distribuição similar, como *Senecio* (*S. oreophilus*), *Hindsia*, etc.; já *Senecio caparaoensis* Cabrera parece ocorrer disjuntamente nos Aparados e na Serra do Caparaó, bem mais ao norte do Itatiaia, só que ainda não foi encontrada por nós. No entanto, não se pode descartar a ocorrência destas espécies em regiões intermediárias, nas áreas pouco coletadas de maior altitude, onde sua existência é inclusive esperada; tal já ocorreu com *Gaultheria ulei*, até recentemente considerada uma espécie endêmica dos Aparados, mas que foi encontrada em área de grande altitude no PR por Silva & Cervi (1999). Outra disjunção notável é *Arenaria groenlandica*, encontrada apenas no Morro da Igreja e no hemisfério norte.

A ocorrência de espécies montanas em baixas altitudes, habitando comunidades abertas e sobre rochas costeiras e escarpas marinhas, tem sido freqüentemente registrada na Europa, especialmente onde as temperaturas máximas do verão não excedem sua amplitude de tolerância (Cooper 1997:493), mas também se dá no Brasil, como exemplificado por Nilson & Sobral (1994) com uma espécie dos campos rupestres. No sul do Brasil, e talvez também no sudeste, tal ocorrência parece mais freqüente sobre as areias da restinga,

como já comentado por Ule (1901:528), Rambo (1954:165), Reitz (1961:72), Giulietti *et alii* (2000), Giulietti & Pirani (1988:47) e Harley (1995), entre outros, os 2 últimos mostrando também exemplos em relação à restinga nordestina. Das espécies encontradas por nós na VR, também ocorrem comumente na restinga *Rumohra adiantiformis*, *Lycopodium alopecuroides*, *Polypodium lepidopteris*, *P. catharinae*, *Centella asiatica*, *Eryngium pandanifolium*, *Achyrocline satureioides*, *Clusia parviflora* (Roderjan & Kuniyoshi 1987, como *C. criuva*), *Bulbostylis capillaris*, *Gaylussacia brasiliensis* (Ule 1901, Rambo 1954, Reitz 1961), *Croton migrans*, *Sapium glandulatum*, *Calliandra tweediei*, *Pithecellobium langsdorffii*, *Utricularia tricolor*, *Tibouchina versicolor*, *Eugenia uniflora*, *Briza subaristata*, *Anagallis filiformis* (Rambo 1954), *Esterhazya splendida* (Ule 1901, Rambo 1954), *Solanum pseudoquina*, *Xyris jupicai* (Rambo 1954), entre outras (especialmente Poaceae, Asteraceae e Cyperaceae), além de *Dyckia maritima*, que ocorre principalmente nos costões rochosos. A maioria desta espécies poderia ser considerada como de "ampla distribuição geográfica".

Várias outras espécies, não encontradas por nós na VR ou raras na restinga, mostram o mesmo padrão de distribuição disjunta planalto-litoral, como *Eryngium ebracteatum* Lamarck, *E. elegans* Chamisso & Schlechtendal, *E. floribundum* Chamisso & Schlechtendal, *E. horridum* Malme, *Senecio crassiflorus* (Poiret) DC. (DBF 3020), *S. leptolobus* DC., *Leucothoe nummularia* (Rambo 1954, Reitz 1961), *Eriocaulon ligulatum* (Vellozo) L.B. Smith, *E. ulaei* (endêmica de SC), *Paepalanthus polyanthus* (Bongard) Kunth (Ule 1901, Reitz 1961), *Croton laseguei* Müller Argoviensis (endêmica de SC/RS), *Euphorbia hyssopifolia* L., *Mimosa fachinalensis* (endêmica de SC/RS), *Utricularia laxa* Saint-Hilaire & Girard, *U. obtusa* Swartz, *Linum littorale* Saint-Hilaire, *L. selaginoides* Lamarck, *Siphoneugena reitzii*, *Fuchsia regia* (Reitz 1961), *Xyris regnellii* Alb. Nilsson, etc. Este tipo de ocorrência é atribuído por Rambo (1954) e Pozzobon & Valls (2000; poucos tetraplóides na restinga e vários diplóides no planalto) à migração em sentido descendente, o que parece lógico, diante da mais recente origem das restingas. Porém, não podemos ignorar a possibilidade de migrações em sentido ascendente, que parecem mais prováveis no caso de *Tibouchina versicolor*, *Centella asiatica*, *Senecio crassiflorus* e, talvez, *Clusia parviflora*, espécies muito mais comuns na restinga que na VR hoje em dia; no entanto, não se pode descartar completamente a hipótese de que tais espécies tenham se tornado abundantes na restinga a partir de ancestrais que ocupavam as encostas rochosas antes do estabelecimento da atual vegetação de restinga. Outra disjunção muito interessante, e já destacada por Rambo, ocorre em *Gunnera*, onde a gigantesca e abundante *G. manicata* é endêmica dos paredões dos Aparados e a minúscula e rara *G. herteri* Osten é endêmica da restinga sul-brasileira e uruguaia. A última espécie é hipotetizada tanto ser a mais primitiva espécie do gênero quanto uma bastante derivada (Wilkinson 2000), mas Wanntorp *et alii* (2001) "estabeleceram firmemente" que ela é o grupo-irmão de todo o resto do gênero.

Embora a VR dos Aparados apresente um forte componente tropical na sua flora, várias espécies têm uma distribuição bem mais ampla, inclusive como o padrão circumboreal mostrado por *Cystopteris fragilis*, que no Brasil ocorre apenas no RS e em SC, e estende-se ao longo do Pacífico desde latitudes abaixo de 50°S pelo sul do Chile e da Argentina, ocorrendo também em grandes altitudes dos Andes tropicais, bem como por toda a América Central até a América do Norte temperada (Tryon & Tryon 1982:569).

3.11. Aspectos da conservação

Como representantes de uma classe de habitats localmente constantes, afloramentos rochosos e penhascos podem ser ecossistemas ideais para estudar a estrutura de comunidades na ausência de perturbação, pois sistemas livres desta oferecem oportunidade única para analisar o controle de efeitos não-perturbação, como mudanças climáticas, interações intrapopulacionais e efeitos bióticos (Kelly & Larson 1997:477). Também Ibisch *et alii* (1995) e Porembski (2002) acreditam que os inselbergs são importantes em termos de efeitos de diferentes fatores na manutenção da biodiversidade, mas estes autores não crêem na inexistência de perturbação nestes sistemas, o que nos parece mais correto; a aparente contradição entre as duas posições expostas talvez decorra de distintos conceitos de perturbação.

As modernas e crescentes atividades da espécie humana e o pastoreio dos animais criados por ela têm imitado ou repetido os efeitos das condições climáticas desfavoráveis para muitas espécies que ocorreram durante as glaciações, fazendo com que hoje muitas espécies vegetais e animais sobrevivam apenas como populações relictuais em áreas de menor impacto da espécie humana e da criação de gado; as montanhas isoladas e os inselbergs propiciam hoje tais tipos de habitats-refúgios (Burke *et alii* 1998).

Os inselbergs freqüentemente representam os últimos ecossistemas intactos nas paisagens perturbadas pelo homem (Barthlott *et alii* 1996). Na verdade, os ambientes rupestres muitas vezes são os ecossistemas mais conservados dentro de qualquer região, em função da freqüente inacessibilidade à espécie humana e às espécies domesticadas por esta, e da impossibilidade de utilização para agricultura ou extração de madeira, bem como pela geralmente pequena importância econômica da maioria de suas espécies, exceto, às vezes, do ponto de vista ornamental. No entanto, os impactos antrópicos negativos sobre os inselbergs tropicais e temperados cresceram dramaticamente nas últimas décadas, sendo especialmente importantes os efeitos do fogo, turismo e da mineração, que já levaram à completa destruição numerosos inselbergs em diversas partes do mundo (Porembski 2002).

No Brasil, a exploração de plantas ornamentais já levou a grandes destruições de orquídeas, bromélias e cactos dos ambientes rupestres, nos 2 últimos séculos, deixando à beira da extinção várias destas espécies, como, por exemplo, *Laelia purpurata* Lindley, em SC, apesar de ser a flor símbolo deste estado e de ter sido tão comum ao longo do litoral (Pabst 1953:54), inclusive na VR (Hoehne 1940:96,105; Pabst 1953:53). Outras ameaças que eventualmente ocorrem estão ligadas às atividades mineradoras, em áreas afastadas das cidades, ou à própria expansão urbana, além de pedreiras e do pastoreio de caprinos (este de efeitos muitas vezes devastadores), que ocorrem tanto junto a cidades quanto afastados delas.

Um tipo de ameaça ainda pouco importante nos Aparados, mas que já apresenta impactos em áreas muito visitadas de outras regiões (como na gruta de Nossa Senhora de Lourdes e na cascata Véu de Noiva, em Urubici, na estrada que leva ao Morro da Igreja), são as escaladas feitas por alpinistas (ver também Struminski 2001:128) ou mesmo visitantes sem equipamento e até romeiros e fiéis religiosos (no caso da Gruta), que acabam derrubando e/ou destruindo e/ou retirando indivíduos e mesmo populações vegetais inteiras durante seus percursos, favorecendo a instalação de espécies exóticas, o que já foi analisado na América do Norte por Parikesit *et alii* (1995), Nuzzo (1996) e McMillan & Larson (2002), que verificaram ainda várias outras conseqüências destas atividades antrópicas sobre a VR. Por exemplo, McMillan & Larson (2002) encontraram significativos efeitos negativos das escaladas sobre todos os aspectos das comunidades rupícolas (menores densidade, cobertura vegetacional, riqueza e diversidade de espécies vasculares e briofíticas nas trilhas alpinísticas), o que os levou a sugerir a proibição de estabelecer novas rotas de escalada em áreas protegidas das escarpas de Niágara.

As geralmente boas condições de conservação dos ambientes rupestres e a menor influência das atividades antrópicas ao longo dos últimos séculos e milênios, incluindo todo o período de domínio do continente americano pelos ameríndios, tornam estes ambientes interessantes para estudos de mecanismos de manutenção da diversidade (Ibisch *et alii* 1995). Os índios tiveram significativa influência sobre extensas áreas de ecossistemas de várias regiões, através do fogo e de derrubadas da vegetação nativa e implantação de roças ou plantas por eles cultivadas, mas seus efeitos sobre a VR e os ambientes rupestres parecem restritos à utilização de algumas áreas para práticas religiosas ou artísticas, e de alguns cactos em rituais, aparentemente sem maiores conseqüências ecológicas.

O aspecto muitas vezes insular dos ambientes rupestres os torna interessantes para estudos envolvendo a teoria da biogeografia de ilhas (Barthlott *et alii* 1996, Gröger & Barthlott 1996), que, embora desenvolvida originalmente com base em dados de ilhas oceânicas, tem sido adotada e testada também para "ilhas funcionais" (Prance 1996) ou "ilhas ecológicas" (Stebbins 1980), que estão quase sempre dentro de regiões continentais. Enquanto muitos questionam a própria teoria e o uso de "não-ilhas" na sua aplicação (ver seção 6.2.3 no cap. 6), Barthlott *et alii* (1996) afirmam que os inselbergs podem fornecer modelos melhores que ilhas marinhas verdadeiras para estudos de processos de diferenciação ecogeográfica, especiação e mecanismo de regulação de biodiversidade (influências determinísticas ou aleatórias), e Porembski (2002) ainda considera que os diferentes tipos de habitat dentro de cada inselberg representam "ilhas sobre ilhas".

Os efeitos do **fogo**, tão graves para as MNs (ver cap. 6), talvez fossem menos dramáticos para a VR, pois, segundo Fernandes (1990:18), grande parte das plantas nas áreas queimadas no Morro do Cabrito (de acesso quase impossível), num único incêndio num período de cerca de 5 anos, teve rápida recuperação, seja pela permanência viva dos rizomas, pela queima apenas das folhas secas e velhas das plantas rosetadas ou pela proteção dada por fendas e blocos rochosos para a base das plantas, situações em que, posteriormente, os indivíduos sobrevivem e rebrotam. Por outro lado, no Morro Sapucaia, de fácil acesso, incêndios freqüentes (pelo menos um por ano) alteraram consideravelmente a fitofisionomia nas áreas mais queimadas, durante o mesmo período (Fernandes 1990). Ibisch *et alii* (1995) destacam que os inselbergs são

predispostos a atraírem regularmente raios, pois são estruturas muito salientes nas paisagens aplainadas; na Bolívia, tais autores encontraram vários inselbergs atingidos por pequenos incêndios supostamente naturais. Nos Aparados, em nenhum momento ou local isto foi verificado, embora não possa ser completamente descartada a hipótese de alguma queimada natural totalmente localizada durante períodos eventuais de grande seca (ver seção 6.2.9 do cap. 6).

Richards (1957:570) considera a possibilidade de o fogo inclusive acelerar o processo sucessional, se não provocar a destruição do húmus e se significar apenas a destruição da fitomassa e/ou a morte de espécie dominante, o que foi confirmado por Hambler (1964:587) para o mesmo tipo de comunidade, mas não nos parece que possa ser válido para a maior parte da VR dos Aparados. Para esta, acreditamos que o registro de Gröger & Barthlott (1996:178) é muito mais pertinente e preocupante: queimadas repetidas afetam profundamente a composição florística, levando à perda de uma grande percentagem das espécies endêmicas dos inselbergs. Além disto, o fogo é catastrófico para as crostas de solo microfítico, destruindo-as e reduzindo os nutrientes disponíveis para as plantas vasculares (Evans & Johansen 1999), e já levou à destruição inselbergs em várias partes do mundo, sendo que, na costa atlântica brasileira, a freqüência dele pode ser aumentada pelo estabelecimento de gramíneas alóctones, como *Melinis minutiflora* (Porembski 2002), a qual ainda não é comum na VR dos Aparados, onde só foi encontrada em locais mais impactados na beira da SC 438, na Serra do Rio do Rastro.

Os efeitos do **pastoreio** sobre a VR foram minimizados por Waldemar (1998:28), para quem a maior parte desta cobertura vegetal não é propícia à alimentação bovina, o gado não consegue eliminar as gramíneas pastoreadas, pois não atinge suas gemas de crescimento (situadas rente ao substrato), e a ingestão de *Dyckia maritima* (que teria uma população clonal) é restrita ao escapo floral, "o que não afeta a sua reprodução vegetativa". É inesperada esta afirmação, pois significa desprezar totalmente os efeitos de significativas perdas de fitomassa e nutrientes, bem como os investimentos necessários para a cicatrização das partes dilaceradas e os riscos de ataques de patógenos aos tecidos vegetais danificados, e acreditar que isto não interfira no vigor e na reprodução vegetativa do indivíduo atingido é inexplicável. Fagan & Bishop (2000) encontraram significativo retardamento no ritmo da ocupação de áreas durante a sucessão primária causado exatamente por herbívoros, que determinavam reduções nas taxas de formação de solo e acumulação de sementes e detritos, e assim, provavelmente, atrasando ou alterando o andamento dos processos sucessionais.

No km 6-7 da estrada que sobe para o Morro da Igreja, uma área de VR amostrada neste estudo tem sido freqüentemente perturbada por pastejo de gado bovino. O pastejo pelos animais é responsável pela contínua remoção de partes dos vegetais, tanto vegetativas quanto reprodutivas, enquanto o deslocamento do gado ao longo da encosta provoca ou acelera a fragmentação e o deslocamento de pequenos pedaços e lascas das rochas vulcânicas, junto com a vegetação que estava presa a elas e com as crostas de solo microfítico, confirmando a afirmação de Evans & Johansen (1999) de que estas são extremamente suscetíveis à perturbação das superfícies onde se formam. Além disso, o pisoteio das plantas herbáceas pelo gado também provoca mortalidade ou quebra de ramos e folhas, o que, num ambiente bastante oligotrófico como este, pode ser muito mais significativo que em outros tipos de comunidades biológicas.

O pastejo por cabras, freqüente em vários tipos de ambiente xérico ou rupestre por todo o planeta e uma das grandes ameaças à conservação das espécies e comunidades rupícolas em vários locais, como na Casa de Pedra (RS; L.R.M. Baptista, Dpto. Botânica da UFRGS, com. pess.) e em algumas ilhas oceânicas de SC, felizmente não foi registrado por nós em qualquer área dos Aparados. É importante que tal espécie de animal não seja introduzida aí, bem como que criações dela se mantenham distantes da região, inclusive para evitar que cabras fugidas de algum criadouro possam se asselvajar nos paredões (de onde seria quase impossível eliminá-las posteriormente) e venham a se tornar mais uma causa de destruição da fitodiversidade dos Aparados.

A fragmentação também pode parecer menos preocupante na VR que em outros tipos de comunidades, pois seus efeitos negativos não foram verificados na Reserva de Niágara por Haig *et alii* (2000); no entanto, tais autores acreditam que, se as perturbações antrópicas interferirem nas fontes de sementes e/ou reduzirem a chuva anual de propágulos nas escarpas, então a fragmentação dos habitats rupestres poderia resultar na dificuldade ou inexistência de regeneração natural de espécies vegetais, vindo a causar redução na biodiversidade. Além disso, uma fragmentação experimental feita em tapetes contínuos de musgos encontrou efeitos significativos na fauna de microartrópodes (Gilbert *et alii* 1998).

A interferência humana na estabilidade das encostas rochosas, em uma escala maior, será de pequena importância se comparada com os fatores geológicos, mas localmente poderá ser de grande impacto, por meio de rodovias e outras obras de engenharia, que acabam repercutindo sobre os vales fluviais e sobre as terras mais baixas, através de assoreamento (Guerra *et alii* 1996). Este tipo de problema começa a ocorrer já no início da construção de algumas obras, quando a escarpa sofre um verdadeiro "bombardeamento de entulhos" (Carauta & Oliveira 1982), que contribui para exterminar parte da vegetação nas proximidades, em função de lixo, explosões, etc. É exatamente o que se observa nas Serras do Corvo Branco e Rio do Rastro, onde as rodovias seguidamente apresentam deslizamentos nas encostas e todo este material desprendido (rochas, solo, árvores, restos orgânicos) é naturalmente carreado para os cursos d'água ou mais freqüentemente é empurrado para estes mesmos vales fluviais pelas máquinas do órgão encarregado da manutenção das estradas (DER/SC – Departamento de Estradas de Rodagem). O trabalho de "recuperação" da estrada da Serra do Corvo Branco, no primeiro semestre de 1999, resultou na explosão de parte dos blocos rochosos próximos ao ápice da serra e na quase total eliminação de uma rica e diversificada vegetação que estava instalada neles. Os indivíduos considerados híbridos de espécies de *Begonia* e de espécies de *Leandra* foram totalmente eliminados junto com os habitats que ocupavam na área; quanto à importância de híbridos e a possíveis políticas conservacionistas direcionadas para eles, ver Allendorf *et alii* (2001).

Ainda recentemente, a instalação do gasoduto Brasil-Bolívia, através da Serra da Rocinha, significou a possibilidade de outra obra de engenharia impactar as comunidades da VR dos Aparados, mas ainda não temos observações quanto aos seus efeitos sobre aspectos bióticos ou abióticos da área, que, no entanto, deveria ser obrigatoriamente monitorada durante os próximos anos, até para garantir a segurança da canalização, instalada ao longo de área naturalmente frágil e exposta a instabilidades geomorfológicas (Foto 19) e fortíssimas tempestades (Pellerin *et alii* 1997, Buss *et alii* 2000).

A VR parece bem mais suscetível à invasão por espécies vegetais exóticas ou naturalizadas que a MN (ver seção 6.2.6 no cap. 6), já que pouco mais de uma dezena delas (sendo 4 espécies de Poaceae) foram encontradas fazendo parte da flora rupícola, mas geralmente com reduzida abundância e possuindo hábito herbáceo: *Sonchus oleraceus*, *Trifolium repens*, *Prunella vulgaris*, *Oxalis* cf. *corniculata*, *Holcus lanatus*, *Melinis minutiflora*, *Poa annua*, *Rhynchelytrum repens*, *Rubus rosifolius*, *Rumex* sp., *Veronica* sp.; não conseguimos determinar com certeza a origem de *Centella asiatica*, considerada tanto nativa da América quanto adventícia aqui.

Outro problema, já mencionado por Carauta & Oliveira (1982) para o Rio de Janeiro, é o emprego de plantas alienígenas nas encostas, como ornamentais ou com outra finalidade qualquer. Nestes casos, geralmente há uma eliminação da VR nativa, muitas vezes de grande beleza paisagística, com orquídeas, gravatás, cactos, lírios (Carauta & Oliveira 1982), por algumas espécies exóticas muitas vezes nem adaptadas às condições ambientais locais e até sem aproximar-se da riqueza estética das autóctones destruídas. Exatamente isto ocorreu recentemente (primeiro semestre de 1999) na Serra do Corvo Branco, onde foram eliminadas inúmera plantas de espécies naturalmente ornamentais (como *Begonia* spp., *Vriesea* spp., diversas samambaias), e inclusive belíssimas espécies endêmicas (*Gunnera manicata*, *Calyptrimalva catharinensis*, *Tibouchina ramboi*, *Erigeron catarinensis*, *Buddleja cestriflora*), para a plantação de *Agave* sp., *Yucca* sp. e *Rhododendron simsii*, com perda simultânea de diversidade biológica e paisagística.

Vários endemismos restritos dos Aparados foram exclusivos da VR, nesta tese, não tendo sido encontrados nem em transição VR/MN, e portanto não serão tratados no cap. 6: *Eryngium falcifolium*, *E. zosterifolium*, *Conyza retirensis*, *Eupatorium laxicephalum*, *Holocheilus monocephalus*, *Hysterionica pinnatisecta*, *Mimosa chaetosphaera*, *Sinningia nivalis*, *Salvia* sp. nova, *Plantago turficola*, *Cortaderia vaginata*, *Portulaca diegoi*, *Galium* sp. (*Relbunium humilioides*), *Galium* sp. (*Relbunium longipedunculatum*), *Petunia serrulata*, *Pilea aparadensis*, *P. hydra* e *Valeriana tajuvensis*. Porém, nenhuma destas espécies (exceto a primeira, por ser extremamente rara nos 2 únicos locais em que a encontramos, mas que é uma espécie evidentemente do campo e que ocorreu acidentalmente na VR, e a leguminosa tratada no próximo parágrafo) parece estar sofrendo algum tipo mais grave de ameaça. Elas foram observadas geralmente também em vegetação campestre ou com populações razoavelmente numerosas ou em várias áreas ou em locais quase inacessíveis, o que de certo modo parece significar uma razoável margem de segurança para a sobrevivência da maioria delas, pelo menos a curto prazo, o que deverá ser confirmado por um monitoramento de suas populações.

Mimosa chaetosphaera, raríssima espécie conhecida anteriormente apenas pelo tipo e que só encontramos num único local, um paredão arenítico de cerca de 0,5 km de extensão, na beira do rio Canoas e

da SC 439, cerca de 1,5-2 km a leste do trevo para o Morro da Igreja, no município de Urubici, onde parte da população da espécie é seguidamente cortada pela equipe de manutenção da estrada. Ocorre em VR e beira de mata ripícola ou pinhal secundário, chegando a ser abundante, pois os cortes não parecem prejudicá-la muito, já que seu rebrote é intenso, da mesma forma que sua floração e frutificação, e parece ocupar o espaço de outras espécies nas áreas desbastadas. Ou seja, a continuidade deste tipo de perturbação talvez seja até benéfica à espécie em questão, mas a extrema redução da sua área de ocorrência até agora conhecida, por outro lado, deixa a espécie em situação de extrema fragilidade, pois um "desastre" ecológico naquele pequeno morro, ou simplesmente a sua ocupação total por atividade mineradora (já existente em um lado dele) ou a ampliação da estrada, pode eliminar totalmente a espécie da única área onde sua ocorrência foi verificada, o que poderia significar, inclusive, sua extinção no planeta.

Outras espécies mostraram-se bastante raras ou com distribuição muito localizada, não tendo sido encontradas em outras formações vegetacionais da região e sendo, portanto, espécies com aparentemente maior risco à sua sobrevivência, pelo menos em termos regionais: *Lycopodium* sp. (*Huperzia badiniana*), *Lycopodium* sp. (*Lycopodiella camporum*), *Lycopodium* sp. nova? (pouquíssimos indivíduos em um único ponto do Morro da Igreja), *Grammitis* sp. (*Polypodium brevistipes*) [idem], *Notholaena nivea* (única coleta da espécie neste século em SC; pouquíssimos indivíduos em apenas um ponto da Serra do Rio do Rastro), *Eupatorium* aff. *spathulatum*, *Senecio* sp. nova, *Buddleja hatschbachii*, *Notocactus/Parodia* sp., *Arenaria groenlandica*, *Tinantia erecta*, *Salvia* sp. nova, *Polygala lancifolia*, *Portulaca diegoi* e *Agalinis* sp. Nenhuma ameaça imediata e/ou evidente foi percebida a qualquer delas, mas um monitoramento de suas populações também parece muito recomendável.

Algumas espécies mostraram até agora uma distribuição aparentemente restrita a um tipo de substrato na VR dos Aparados, o que, se confirmado, restringiria suas potenciais áreas de distribuição. Podemos citar, sobre arenito, *Thelypteris stieri*, *Buddleja hatschbachii*, *Tinantia erecta* e *Mimosa chaetosphaera*, e sobre substrato vulcânico, *Lycopodium* sp. nova?, *Notholaena nivea*, *Berberis kleinii*, *Portulaca diegoi*, *Brasilicactus graessneri*, *Hysterionica pinnatisecta*, *Senecio* sp. nova, *Baccharis curitybensis*, *Baccharis* aff. *curitybensis*, todas relativamente raras e, como conseqüência direta disto, aparentemente mais ameaçadas. Porém, esta situação ainda deverá ser confirmada futuramente com observações mais cuidadosas e direcionadas.

Os paredões dos Aparados, onde se desenvolve a VR aqui estudada, podem ser considerados um "hotspot" regional bastante rico, pois abrigam cerca de 1.000 espécies vasculares, riqueza muito maior que a de toda a avifauna da Mata Atlântica brasileira (660 espécies, cf. Goerck 1997), um dos 5 maiores "hotspots" globais, possuidor de 20.000 espécies de plantas (Mittermeier *et alii* 1999). Isto faz com que a VR aqui analisada represente 5% da riqueza de espécies vegetais de todo este "hotspot" global, concentrada em uma área totalmente insignificante dele, comprovando ainda mais a importância das abordagens de Scarano (2000, 2002, *et alii* 2001), que enfatiza a necessidade de valorizar e explorar cientificamente também as plantas e comunidades não-florestais.

3.12. Considerações finais

Este capítulo apresenta apenas um primeiro levantamento florístico da VR nas áreas amostradas, as mais facilmente acessíveis nos Aparados, mas serve para dar uma idéia da grande riqueza de espécies vegetais nestas comunidades rupícolas. A exploração científica de toda esta diversidade florística e vegetacional está sendo apenas iniciada, e alguns aspectos ecológicos e florísticos mais relevantes foram salientados nesta contribuição exploratória, que também buscou apontar, a partir de seguidas observações a campo e coletas, alguns assuntos mais evidentes ou por nós considerados mais interessantes, mas nenhum dos quais tivemos condição de aprofundar ou muito menos encerrar, ficando todos abertos a novas e necessárias colaborações e pesquisas.

A própria raridade de trabalhos com as VRs brasileiras foi uma dificuldade para que decidíssemos se aprofundaríamos alguns aspectos ou não, contribuindo, juntamente com nossos grandes problemas em identificar toda a riqueza encontrada, para que nossa indecisão persistisse por mais tempo e acabássemos concluindo pela impossibilidade de detalhar melhor ou quantificar alguns aspectos neste estudo da VR dos Aparados. Temos esperança de que, a partir das informações aqui disponíveis, e especialmente da bibliografia discutida e citada, novos trabalhos com as VRs brasileiras virão a torná-las bastante mais conhecidas e valorizadas no contexto científico e conservacionista do nosso país.

3.13. Bibliografia citada

Aarssen, L.W. 1983. Ecological combining ability and competitive combining ability in plants: toward a general evolutionary theory of coexistence in systems of competition. **American Naturalist 122**(6): 707-31.

Ab'Sáber, A.N. 1977. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas** (3): 1-19.

Ab'Sáber, A.N. 1982. The paleoclimate and paleoecology of Brazilian Amazonia. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.41-59.

Ab'Sáber, A.N. 1989. Páleo-climas quaternários e pré-história da América Tropical. **Dédalo 1**: 9-25.

Ab'Sáber, A.N. 2002. Linguagem e ambiente. **Scientific American Brasil 1**(1): 98.

Adam, P. 1998. History and ecology of rainforest diversity. **Trends in Plant Science 3**(8): 287-8.

Adamec, L. 1997. Mineral nutrition of carnivorous plants: a review. **Botanical Review 63**(3): 273-99.

Allendorf, F.W.; R.F. Leary; P. Spruell & J.K. Wenburg. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. **Trends in Ecology & Evolution 16**(11): 613-22.

Alpert, P. 2000. The discovery, scope, and puzzle of desiccation tolerance in plants. **Plant Ecology 151**(1): 5-17.

Alpert, P. & Z. Tuba eds. 2000a. Desiccation tolerance in plants. **Plant Ecology 151**(1): 1-100. [4 destes trabalhos, todos sobre musgos, p.51-84, não foram citados por nós].

Alpert, P. & Z. Tuba. 2000b. Editorial. The cactus, the sunflower, and the moss. **Plant Ecology 151**(1): 1-4.

Alves, R.J.V. & J. Kolbek. 1993. Penumbral rock communities in campo rupestre sites in Brazil. **Journal of Vegetation Science 4**: 357-66.

Ando, T. & G. Hashimoto. 1993. Two new species of *Petunia* (Solanaceae) from southern Brazil. **Botanical Journal of the Linnean Society 111**: 265-80.

Andrade, P.M.; T.A. Gontijo & T.S.M. Grandi. 1986. Composição florística e aspectos estruturais de uma área de "Campo Rupestre" do Morro do Chapéu, Nova Lima, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica 9**(1): 13-21.

Andrade-Lima, D. 1981. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica 4**(2): 149-63.

Anjos, L.H.C.; M.G. Pereira & D.P. Ramos. 1999. Matéria orgânica e pedogênese. **In** G.A. Santos & F.A.O. Camargo eds., **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis Edições. p.91-115.

Araújo, A.Á. 1971. **Principais gramíneas do Rio Grande do Sul**. Livraria Sulina Editora.

Arens, N.C. & P. Sánchez Baracaldo. 1998. Distribution of tree ferns (Cyatheaceae) across the successional mosaic in an Andean cloud forest, Nariño, Colombia. **American Fern Journal 88**(2): 60-71.

Ariño, A. & S.L. Pimm. 1995. On the nature of population extremes. **Evolutionary Ecology 9**: 429-43.

Ataroff, M. & F. Rada. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. **Ambio 29**(7): 440-4.

Azevedo, J. & D.L. Morgan. 1974. Fog precipitation in coastal California forests. **Ecology 55**(5): 1135-41.

Baptista, L.R.M.; B.E. Irgang; J.F.M. Valls & J.L. Waechter. 1979. **Parque Nacional dos Aparados da Serra. Levantamento da vegetação**. Editado pelos autores.

Barbour, M.G.; J.H. Burk; W.D. Pitts; F.S. Gilliam & M.W. Schwartz. 1999. **Terrestrial plant ecology**. 3ed. Benjamin/Cummings.

Barker, W.W. & J.F. Banfield. 1996. Biologically versus inorganically mediated weathering reactions: relationships between minerals and extracellular microbial polymers in lithobiontic communities. **Chemical Geology 132**(1-4): 55-69.

Barkman, J.J. 1988. New systems of plant growth forms and phenological plant types. **In** M.J.A. Werger, P.J.M. van der Aart, H.J. During & J.T.A. Verhoeven eds., **Plant form and vegetation structure**. SPB Academic Publishing. p.9-44.

Barros, F. 1998. **Análise multivariada da distribuição geográfica de espécies de orquídeas dos campos rupestres do Brasil**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biologia da Unicamp.

Barthlott, W.; A. Gröger & S. Porembski. 1993. Some remarks on the vegetation of tropical inselbergs: diversity and ecological differentiation. **Biogeographica 69**: 105-24.

Barthlott, W.; S. Porembski; J. Szarzynski & J.-P. Mund. 1996. Phytogeography and vegetation of tropical inselbergs. **In** J.-L. Guillaumet, M. Belin & H. Puig eds., **Phytogéographie tropicale: réalités et perspectives**. ORSTOM. p.15-24.

Baskin, J.M. & C.C. Baskin. 1988. Endemism in rock outcrop plant communities of unglaciated eastern United States: an evaluation of the roles of the edaphic, genetic and light factors. **Journal of Biogeography 15**(5/6): 829-40.

Beck, E. 1994. Cold tolerance in tropical alpine plants. **In** P.W. Rundel, A.P. Smith & F.C. Meinzer eds., **Tropical alpine environments. Plant form and function**. Cambridge University Press. p.77-110.

Behling, H. 1995. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany 4**: 127-52.

Behling, H. 2001. Late Quaternary environmental changes in the Lagoa da Curuça region (eastern Amazonia, Brazil) and evidence of *Podocarpus* in the Amazon lowland. **Vegetation History and Archaeobotany 10**: 175-83.

Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 177**(1-2): 19-27.

Behling, H. & H. Hooghiemstra. 2001. Neotropical savanna environments in space and time: late Quaternary interhemispheric comparisons. **In** V. Markgraf ed., **Interhemispheric climate linkages**. Academic Press. p.307-23.

Bellingham, P.J. 1998. Shrub succession and invasibility in a New Zealand montane grassland. **Australian Journal of Ecology 23**(6): 562-73.

Bellingham, P.J.; L.R. Walker & D.A. Wardle. 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. **Journal of Ecology 89**(5): 861-75.

Belyea, L.R. & J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos 86**(3): 402-16.

Bengtsson, J.; T. Fagerström & H. Rydin. 1994. Competition and coexistence in plant communities. **Trends in Ecology & Evolution 9**(7): 246-50.

Bennett, K.D. 1998. The power of movement in plants. **Trends in Ecology & Evolution 13**(9): 339-40.

Benson, W.W. 1982. Alternative models for infrageneric diversification in the humid tropics: tests with passion vine butterflies. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.608-40.
Bergman, B.; A.N. Rai; C. Johansson & E. Söderbäck. 1992a. Cyanobacterial-plant symbioses. **Symbiosis 14**: 61-81.
Bergman, B.; C. Johansson & E. Söderbäck. 1992b. The *Nostoc-Gunnera* symbiosis. **New Phytologist 122**(3): 379-400.
Bertness, M.D. 1998. Searching for the role of positive interactions in plant communities. **Trends in Ecology & Evolution 13**(4): 133-4. [análise sobre o artigo de Brooker & Callaghan 1998].
Bertness, M.D. & R. Callaway. 1994. Positive interactions in communities. **Trends in Ecology & Evolution 9**(5): 191-4.
Bewley, J.D. 1979. Physiological aspects of desiccation tolerance. **Annual Review of Plant Physiology 30**: 195-238.
Bierman, P. & J. Turner. 1995. 10Be and 26Al evidence for exceptionally low rates of Australian bedrock erosion and the likely existence of pre-Pleistocene landscapes. **Quaternary Research 44**(3): 378-82.
Bigarella, J.J. & D. Andrade-Lima. 1982. Paleoenvironmental changes in Brazil. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.27-40.
Bigarella, J.J.; D. Andrade-Lima & P.J. Riehs. 1975. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 47**(Supl.): 411-64.
Bigarella, J.J.; R.D. Becker & E. Passos. 1996. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Ed. da UFSC. v.2, p.433-52.
Bigarella, J.J.; R.D. Becker & G.F. Santos. 1994. **Estrutura e origem das paisagens tropicais e subtropicais**. Ed. da UFSC. v.1, p.109-90, 309-90.
Blackford, J.J. 2000. Charcoal fragments in surface samples following a fire and the implications for interpretation of subfossil charcoal data. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): 33-42.
Bliss, L.C. 1971. Arctic and alpine plant life cycles. **Annual Review of Ecology and Systematics 2**: 405-38.
Boechat, S.C. & H.M.Longhi-Wagner. 2000. Padrões de distribuição geográfica dos táxons brasileiros de *Eragrostis* (Poaceae, Chloridoideae). **Revista Brasileira de Botânica 23**(2): 177-94.
Boldrini, I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS** (56): 1-33.
Boldrini, I.I. 2002. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.95-7.
Boldrini, I.I. & L. Eggers. 1996. Vegetação campestre do sul do Brasil: dinâmica de espécies à exclusão do gado. **Acta Botanica Brasilica 10**(1): 37-50.
Bolker, B.M. & S.W. Pacala. 1999. Spatial moment equations for plant competition: understanding spatial strategies and the advantages of short dispersal. **American Naturalist 153**(6): 575-602.
Bolòs, O. de; A.C. Cervi & G. Hatschbach. 1991. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). **Collectanea Botanica 20**: 79-182.
Bond, W.J. 1993. Keystone species. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.237-53. (Ecological Studies, 99).
Boom, A.; G. Mora; A.M. Cleef & H. Hooghiemstra. 2001. High altitude C_4 grasslands in the northern Andes: relicts from glacial conditions? **Review of Palaeobotany and Palynology 115**(3-4): 147-60.
Boom, A.; R. Marchant; H. Hooghiemstra & J.S. Sinninghe Damsté. 2002. CO_2- and temperature-controlled altitudinal shifts of C_4- and C_3-dominated grasslands allow reconstruction of palaeoatmospheric pCO_2. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 177**(1-2): 151-68.
Boucher, D.H.; S. James & K.H. Keeler. 1982. The ecology of mutualism. **Annual Review of Ecology and Systematics 13**: 315-47.
Bowers, M.C. 1994. Environmental effects of cold on plants. **In** R.E. Wilkinson ed., **Plant-environment interactions**. Marcel Dekker. p.391-411.
Brade, A.C. 1956. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (5): 1-92, +estampas.
Bradshaw, R. & F.J.G. Mitchell. 1999. The palaeoecological approach to reconstructing former grazing-vegetation interactions. **Forest Ecology and Management 120**(1-3): 3-12.
Brewer, C.A. & W.K. Smith. 1997. Patterns of leaf surface wetness for montane and subalpine plants. **Plant, Cell and Environment 20**(1): 1-11.
Bronstein, J.L. 1994a. Our current understanding of mutualism. **Quarterly Review of Biology 69**(1): 31-51.
Bronstein, J.L. 1994b. Conditional outcomes in mutualistic interactions. **Trends in Ecology & Evolution 9**(6): 214-7.
Brooker, R.W. & T.V. Callaghan. 1998. The balance between positive and negative plant interactions and its relationship to environmental gradients: a model. **Oikos 81**(1): 196-207.
Brown, J.H. 1995. **Macroecology**. Chicago University Press.
Brown, J.H.; G.C. Stevens & D.M. Kaufman. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 597-623.
Brown Jr., K.S. 1987. Conclusions, synthesis, and alternative hypotheses. **In** T.C. Whitmore & G.T. Prance eds., **Biogeography and Quaternary history in tropical America**. Oxford University Press. p.175-96.
Brown Jr., K.S. & A.N. Ab'Sáber. 1979. Ice-forest refuges and evolution in the Neotropics: correlation of paleoclimatological, geomorphological and pedological data with modern biological endemism. **Paleoclimas** (5): 1-30.
Browse, J. & Z. Xin. 2001. Temperature sensing and cold acclimation. **Current Opinion in Plant Biology 4**(3): 241-6.
Bruijnzeel, L.A. & J. Proctor. 1995. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.38-78. (Ecological Studies, 110).
Brundrett, M.C. 2002. Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. **New Phytologist 154**: 275-304.
Bruno, J.F. 2000. Facilitation of cobble beach plant communities through habitat modification by *Spartina alterniflora*. **Ecology 81**(5): 1179-92.

Bruno, J.F. & C.W. Kennedy. 2000. Patch-size dependent habitat modification and facilitation on New England cobble beaches by *Spartina alterniflora*. **Oecologia 122**(1): 98-108.
Buckley, R.C.; R.T. Corlett & P.J. Grubb. 1980. Are the xeromorphic trees of tropical upper montane rain forests drought-resistant? **Biotropica 12**(2): 124-36.
Bullock, J.M. & R.T. Clarke. 2000. Long distance seed dispersal by wind: measuring and modelling the tail of the curve. **Oecologia 124**(4): 506-21.
Burbanck, M.P. & D.L. Phillips. 1983. Evidence of plant succession on granite outcrops of the Georgia Piedmont. **American Midland Naturalist 109**(1): 94-104.
Burbanck, M.P. & R.B. Platt. 1964. Granite outcrop communities of the Piedmont Plateau in Georgia. **Ecology 45**(2): 292-306.
Burkart, A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. **Taxon 24**(1): 53-66.
Burke, A. 2001a. Determining landscape function and ecosystem dynamics: contribution to ecological restoration in the southern Namib Desert. **Ambio 30**(1): 29-36.
Burke, A. 2001b. Determinants of inselberg floras in arid Nama Karoo landscapes. **Journal of Biogeography 28**(10): 1211-20.
Burke, A.; N. Jürgens & M.K. Seely. 1998. Floristic affinities of an inselberg archipelago in the southern Namib desert – relict of the past, centre of endemism or nothing special? **Journal of Biogeography 25**(2): 311-7.
Burman, A.G. 1985. Nature and composition of the grass flora of Brazil. **Willdenowia 15**: 211-33.
Burnham, R.J. & A. Graham. 1999. The history of neotropical vegetation: new developments and status. **Annals of the Missouri Botanical Garden 86**(2): 546-89.
Burrows, C.J. 1990. **Processes of vegetation change**. Unwin Hyman.
Bush, M.B. 1994. Amazonian speciation: a necessarily complex model. **Journal of Biogeography 21**(1): 5-17.
Bush, M.B. 1996. Amazonian conservation in a changing world. **Biological Conservation 76**(3): 219-28.
Bush, M.B.; M. Stute; M.-P. Ledru; H. Behling; P.A. Colinvaux; P.E. De Oliveira; E.C. Grimm; H. Hooghiemstra; S. Haberle; B.W. Leyden; M.-L. Salgado-Labouriau & R. Webb. 2001. Paleotemperature estimates for the lowland Americas between 30°S and 30°N at the last glacial maximum. **In** V. Markgraf ed., **Interhemispheric climate linkages**. Academic Press. p.293-306.
Buss, M.D.; S.M.A. Furtado & L.F. Scheibe. 2000. "É, ninguém escapa do rio..." Geografia de uma catástrofe natural. **Geosul 15**(29): 55-78.
Cain, M.L.; B.G. Milligan & A.E. Strand. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. **American Journal of Botany 87**(9): 1217-27.
Callaway, R.M. 1995. Positive interactions among plants. **Botanical Review 61**(4): 306-49.
Callaway, R.M. 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. **Oecologia 112**(2): 143-9.
Callaway, R.M. 1998a. Are positive interactions species-specific? **Oikos 82**(1): 202-7.
Callaway, R.M. 1998b. Competition and facilitation on elevation gradients in subalpine forests of the northern Rocky Mountains, USA. **Oikos 82**(3): 561-73.
Callaway, R.M. & L.R. Walker. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. **Ecology 78**(7): 1958-65.
Camargo, R.F.N. 1987. **Pteridófitas rupícolas e saxícolas do sudeste de Minas Gerais (Brasil)**. Dissertação de mestrado apresentada à UFRJ & Museu Nacional.
Camerik, A.M. & M.J.A. Werger. 1981. Leaf characteristics of the flora of the high plateau of Itatiaia, Brasil. **Biotropica 13**(1): 39-48.
Carauta, J.P.P. & R.R. Oliveira. 1982. Fitogeografia das encostas do Pão de Açúcar. **Flora, Alguns Estudos 2**: 9-31.
Carneiro, D.S.; I. Cordeiro & F. França. 2002. A família Euphorbiaceae na flora de *inselbergs* da região de Milagres, Bahia, Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 20**: 31-47.
Carrillo-Garcia, Á.; Y. Bashan & G.J. Bethlenfalvay. 2000. Resource-island soils and the survival of the giant cactus, cardon, of Baja California Sur. **Plant and Soil 218**(1-2): 207-14.
Carvalho, D.A. 1992. Flora fanerogâmica de campos rupestres da Serra da Bocaina, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Ciência e Prática 16**(1): 97-122.
Castro, A.A.J.F.; F.R. Martins; J.Y. Tamashiro & G.J. Shepherd. 1999. How rich is the flora of Brazilian cerrados? **Annals of the Missouri Botanical Garden 86**(1): 192-224.
Cavelier, J. & C.A. Mejia. 1990. Climatic factors and tree stature in the elfin cloud forest of Serrania de Macuira, Colombia. **Agricultural and Forest Meteorology 53**(1-2): 105-23.
Cavelier, J. & G. Goldstein. 1989. Mist and fog interception in elfin cloud forests in Colombia and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology 5**(3): 309-22. [o termo "mist" só é usado no título; no texto, o trabalho trata de chuva e neblina].
Cavieres, L.A.; F. Rada; A. Azócar; C. García-Núñez & H.M. Cabrera. 2000. Gas exchange and low temperature resistance in two tropical high mountain tree species from the Venezuelan Andes. **Acta Oecologica 21**(3): 203-11.
Chapin III, F.S.; L.R. Walker; C.L. Fastie & L.C. Sharman. 1994. Mechanisms of primary succession following deglaciation at Glacier Bay, Alaska. **Ecological Monographs 64**(2): 149-75.
Clark, J.S.; M. Silman; R. Kern; E. Macklin & J. HilleRisLambers. 1999. Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. **Ecology 80**(5): 1475-94.
Clark, L.G. 1992. *Chusquea* sect. *Swallenochloa* (Poaceae: Bambusoideae) and allies in Brazil. **Brittonia 44**(4): 387-422.
Clark, L.G. 1994. As espécies de *Chusquea* (Poaceae) dos campos de altitude do Brasil. **Resumos do XLV Congresso Nacional de Botânica**. Unisinos & SBB. p.107-8.
Clark, L.G. 1995. Diversity and distribution of the Andean woody bamboos (Poaceae: Bambuseae). **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.501-12.

Cochran, M.F. & R.A. Berner. 1996. Promotion of chemical weathering by higher plants: field observations on Hawaiian basalts. **Chemical Geology 132**(1-4): 71-7.
Colinvaux, P.A.; P.E. De Oliveira & M.B. Bush. 2000. Amazonian and neotropical plant communities on glacial time-scales: the failure of the aridity and refuge hypotheses. **Quaternary Science Reviews 19**(1-5): 141-69.
Comes, H.P. & J.W. Kadereit. 1998. The effect of Quaternary climatic changes on plant distribution and evolution. **Trends in Plant Science 3**(11): 432-8.
Connell, J.H.; I.R. Noble & R.O. Slatyer. 1987. On the mechanisms producing successional change. **Oikos 50**(1): 136-7.
Connell, J.H. & R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist 111**(982): 1119-44.
Cook, S. 1998. A diversity of approaches to the study of species richness. **Trends in Ecology & Evolution 13**(9): 340-1.
Cooper, A. 1997. Plant species coexistence in cliff habitats. **Journal of Biogeography 24**(4): 483-94.
Cowling, R.M.; E.T.F. Witkowski; A.V. Milewski & K.R. Newbey. 1994. Taxonomic, edaphic and biological aspects of narrow plant endemism on matched sites in mediterranean South Africa and Australia. **Journal of Biogeography 21**(6): 651-64.
Cowling, R.M. & M.J. Samways. 1995. Endemism and biodiversity. **In** V.H. Heywood ed., **Global biodiversity assessment**. UNEP & Cambridge University Press. p.174-91.
Cowling, R.M. & P.M. Holmes. 1992. Endemism and speciation in a lowland flora from the Cape Floristic Region. **Biological Journal of the Linnean Society 47**: 367-83.
Cowling, S.A.; M.A. Maslin & M.T. Sykes. 2001. Paleovegetation simulations of lowland Amazonia and implications for neotropical allopatry and speciation. **Quaternary Research 55**(2): 140-9.
Cowling, S.A. & M.T. Sykes. 1999. Physiological significance of low atmospheric CO_2 for plant-climate interactions. **Quaternary Research 52**(2): 237-42.
Cronquist, A. 1981. **An integrated system of classification of flowering plants**. Columbia University Press.
Da Lage, A. & G. Métailié coords. 2000. **Dictionnaire de biogéographie végétale**. CNRS Éditions.
Dawson, T.E. 1998. Fog in the California redwood forest: ecosystem inputs and use by plants. **Oecologia 117**(4): 476-85.
de la Sota, E.R. 1971. El epifitismo y las pteridofitas en Costa Rica (America Central). **Nova Hedwigia 21**(2-4): 401-65.
del Moral, R. & D.M. Wood. 1993. Early primary succession on the volcano Mount St. Helens. **Journal of Vegetation Science 4**(2): 223-34.
del Moral, R. & L.C. Bliss. 1993. Mechanisms of primary succession: insights resulting from the eruption of Mount St. Helens. **Advances in Ecological Research 24**: 1-66.
De Oliveira, P.E. 2000. Esfriamento glacial e expansão de florestas úmidas e frias no último máximo glacial da Amazônia. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.396-8.
Dias, P.C. 1996. Sources and sinks in population biology. **Trends in Ecology & Evolution 11**(8): 326-30.
Dilcher, D.L. 1996. La importancia del origen de las angiospermas y como formaron el mundo alrededor de ellas. **VI Congreso Latinoamericano de Botánica. Conferencias**. Royal Botanic Gardens, Kew. p.29-48.
Donovan, L.A. & J.H. Richards. 2000. Juvenile shrubs show differences in stress tolerance, but no competition or facilitation, along a stress gradient. **Journal of Ecology 88**(1): 1-16.
Dörrstock, S.; S. Porembski & W. Barthlott. 1996. Ephemeral flush vegetation on inselbergs in the Ivory Coast (West Africa). **Candollea 51**(2): 407-19.
Dunning, J.B.; B.J. Danielson & H.R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos 65**(1): 169-75.
Dusén, P.K.H. 1955. Contribuições para a flora do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (4): 1-91. [tradução de 2 artigos, publicados em 1909, no Arkiv for Botanik 8(7): 1-26, +estampas; 9(5): 1-50, +estampas].
Eamus, D. & L. Prior. 2001. Ecophysiology of trees of seasonally dry tropics: comparisons among phenologies. **Advances in Ecological Research 32**: 113-97.
Egerton, J.J.G.; J.C.G. Banks; A. Gibson; R.B. Cunningham & M.C. Ball. 2000. Facilitation of seedling establishment: reduction in irradiance enhances winter growth of *Eucalyptus pauciflora*. **Ecology 81**(5): 1437-49.
Ehleringer, J.R.; T.E. Cerling & B.R. Helliker. 1997. C_4 photosynthesis, atmospheric CO_2 and climate. **Oecologia 112**: 285-99.
Ehrlich, H.L. 1996. How microbes influence mineral growth and dissolution. **Chemical Geology 132**(1-4): 5-9.
Eiten, G. 1994. Vegetação do cerrado. **In** M.N. Pinto org., **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2ed. Ed. UnB & Sematec. p.17-73.
Ellison, A.M. & N.J. Gotelli. 2001. Evolutionary ecology of carnivorous plants. **Trends in Ecology & Evolution 16**(11): 623-9.
Endler, J.A. 1982. Pleistocene forest refuges: fact or fancy? **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.641-57.
Ennos, A.R. 2000. The mechanics of root anchorage. **Advances in Botanical Research 33**: 133-57.
Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. **Oikos 77**(2): 248-58.
Eriksson, O. 2000a. Seed dispersal and colonization ability of plants – assessment and implications for conservation. **Folia Geobotanica 35**(2): 115-23.
Eriksson, O. 2000b. Functional roles of remnant plant populations in communities and ecosystems. **Global Ecology and Biogeography 9**(6): 443-9.
Escudero, A. 1996. Community patterns on exposed cliffs in a Mediterranean calcareous mountain. **Vegetatio 125**(1): 99-110.
Evans, R.D. & J.R. Johansen. 1999. Microbiotic crusts and ecosystem processes. **Critical Reviews in Plant Sciences 18**(2): 183-225.
Ewel, J.J. & S.W. Bigelow. 1996. Plant life-forms and tropical ecosystem function. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.101-26. (Ecological Studies, 122).

Fagan, W.F. & J.G. Bishop. 2000. Trophic interactions during primary succession: herbivores slow a plant reinvasion at Mount St. Helens. **American Naturalist 155**(2): 238-51.
Falkenberg, D.B. 1997. **Flora das matinhas nebulares e da vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral catarinense**. Trabalho apresentado para progressão a professor adjunto, Departamento de Botânica da UFSC.
Faria, S.M.; G.P. Lewis; J.I. Sprent & J.M. Sutherland. 1989. Occurrence of nodulation in the Leguminosae. **New Phytologist 111**(4): 607-19.
Farquhar, G.D. 1997. Carbon dioxide and vegetation. **Science 278**(5342): 1411.
Farrant, J.M. 2000. A comparison of mechanisms of desiccation tolerance among three angiosperm resurrection plant species. **Plant Ecology 151**(1): 29-39.
Farrar, D.R. 1998. The tropical flora of rockhouse cliff formations in the eastern United States. **Journal of the Torrey Botanical Society 125**(2): 91-108.
Farrel, T.M. 1991. Models and mechanisms of succession: an example from a rocky intertidal community. **Ecological Monographs 61**: 95-113.
Fernandes, A. 1999. Província das Caatingas ou Nordestina. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 71**(2): 299-310.
Fernandes, I. 1990. **Levantamento da flora vascular rupestre do Morro do Cabrito e Morro Sapucaia, Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.
Fernandes, I. & L.R.M. Baptista. 1988. Levantamento da flora vascular rupestre do Morro Sapucaia e Morro do Cabrito, Rio Grande do Sul. **Acta Botanica Brasilica 1**(2,supl.): 95-102.
Fernandes, I. & L.R.M. Baptista. 1999. Inventário da flora rupestre e para-rupestre de "Casa de Pedra", Bagé, Rio Grande do Sul. **Pesquisas, Botânica** (49): 53-70.
Ferri, M.G. 1974. **Ecologia. Temas e problemas brasileiros**. Ed. Itatiaia & Ed. da USP.
Fleig, M. & J.W. Medeiros Filho. 1990. Gêneros dos liquens saxícolas, corticícolas e terrícolas do Morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 4**(2): 73-99.
Folch i Guillèn, R. 1981. **La vegetació dels Països Catalans**. Ketres Ed.
Folchini, R. & M.H. Queiroz. 1994. Aspectos floristicos e dinâmicos da vegetação de blocos rochosos na Ilha de Santa Catarina. **Resumos do XLV Congresso Nacional de Botânica**. Unisinos & SBB. p.152-3.
Fonseca, C.R.; J.McC. Overton; B. Collins & M. Westoby. 2000. Shifts in trait-combinations along rainfall and phosphorus gradients. **Journal of Ecology 88**(6): 964-77.
Font Quer, P. 1965. **Diccionario de botánica**. Labor.
Forsström, L. 2001. Duration of interglacials: a controversial question. **Quaternary Science Reviews 20**(15): 1577-86.
Frahm, J.-P. & S.R. Gradstein. 1991. An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. **Journal of Biogeography 18**(6): 669-78.
Frank, S.A. 1997. Models of symbiosis. **American Naturalist 150**(suppl.): S80-S99.
Frankl, R. & H. Schmeidl. 2000. Vegetation change in a South German raised bog: ecosystem engineering by plant species, vegetation switch or ecosystem level feedback mechanisms? **Flora 195**(3): 267-76.
Freitas, H.A.; L.C.R. Pessenda; R. Aravena; S.E.M. Gouveia; A.S. Ribeiro & R. Boulet. 2001. Late Quaternary vegetation dynamics in the southern Amazon basin inferred from carbon isotopes in soil organic matter. **Quaternary Research 55**(1): 39-46.
Fridley, J.D. 2001. The influence of species diversity on ecosystem productivity: how, where, and why? **Oikos 93**(3): 514-26.
Friend, A.D. & F.I. Woodward. 1990. Evolutionary and ecophysiological responses of mountain plants to the growing season environment. **Advances in Ecological Research 20**: 59-124.
Fritz-Sheridan, R.P. 1987. Nitrogen fixation on a tropical volcano, La Soufrière. II. Nitrogen fixation by *Scytonema* sp. and *Stereocaulon virgatum* Ach. during colonization of phreatic material. **Biotropica 19**(4): 297-300.
Fritz-Sheridan, R.P. & J. Portécop. 1987. Nitrogen fixation on the tropical volcano, La Soufrière (Guadeloupe): I. A survey of nitrogen fixation by blue-green algal microepiphytes and lichen endophytes. **Biotropica 19**(3): 194-9.
Frizano, J.; A.H. Johnson; D.R. Vann & F.N. Scatena. 2002. Soil phosphorus fractionation during forest development on landslide scars in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. **Biotropica 34**(1): 17-26.
Funes, G. & M. Cabido. 1995. Variabilidad local y regional de la vegetación rupícola de las Sierras Grandes de Córdoba, Argentina. **Kurtziana 24**: 173-88.
Gaff, D.F. 1977. Desiccation tolerant vascular plants of southern Africa. **Oecologia 31**(1): 95-109.
Gaff, D.F. 1987. Desiccation tolerant plants in South America. **Oecologia 74**(1): 133-6.
Gaston, K.J. 1998. Species-range size distributions: products of speciation, extinction and transformation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 353**(1366): 219-30.
Gaston, K.J. & S.L. Chown. 1999. Geographic range size and speciation. **In** A.E. Magurran & R.M. May eds., **Evolution of biological diversity**. Oxford University Press. p.236-59.
Gaston, K.J.; T.M. Blackburn; J.J.D. Greenwood; R.D. Gregory; R.M. Quinn & J.H. Lawton. 2000. Abundance-occupancy relationships. **Journal of Applied Ecology 37**(Suppl. 1): 39-59.
Gentry, A.H. 1989. Speciation in tropical forests. **In** L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev eds., **Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press. p.113-34.
Gerrath, J.F.; J.A. Gerrath; U. Matthes & D.W. Larson. 2000. Endolithic algae and cyanobacteria from cliffs of the Niagara Escarpment, Ontario, Canada. **Canadian Journal of Botany 78**(6): 807-15.
Gervais, B.R. & A.M. Shapiro. 1999. Distribution of edaphic-endemic butterflies in the Sierra Nevada of California. **Global Ecology and Biogeography 8**(2): 151-62.
Gilbert, F.; A. Gonzalez & I. Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 265**(1396): 577-82.
Gillespie, T.W. & B. Prigge. 1997. Flora and vegetation of a primary successional community along an altitudinal gradient in Nicaragua. **Brenesia** (47-48): 73-82.

Gitzendanner, M.A. & P.S. Soltis. 2000. Patterns of genetic variation in rare and widespread plant congeners. **American Journal of Botany 87**(6): 783-92.
Giulietti, A.M. & E. Forero. 1990. "Workshop" diversidade taxonômica das angiospermas brasileiras. Introdução. **Acta Botanica Brasilica 4**(1): 3-10.
Giulietti, A.M. & J.R. Pirani. 1988. Patterns of geographic distribution of some plant species from the Espinhaço Range, Minas Gerais and Bahia, Brazil. **In** W.R. Heyer & P.E. Vanzolini eds., **Proceedings of a workshop on neotropical distribution patterns**. Academia Brasileira de Ciências. p.39-69.
Giulietti, A.M.; N.L. Menezes; J.R. Pirani; M. Meguro & M.G.L. Wanderley. 1987. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. **Boletim do Departamento de Botânica da Universidade de São Paulo 9**: 1-151.
Giulietti, A.M.; R.M. Harley; L.P. Queiroz; M.G.L. Wanderley & J.R. Pirani. 2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.311-8.
Goerck, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology 11**(1): 112-8.
Goldberg, D.E.; T. Rajaniemi; J. Gurevitch & A. Stewart-Oaten. 1999. Empirical approaches to quantifying interaction intensity: competition and facilitation along productivity gradients. **Ecology 80**(4): 1118-31.
Goldblatt, P. 1997. Floristic diversity in the Cape Flora of South Africa. **Biodiversity and Conservation 6**(3): 359-77.
Granville, J.J. 1982. Rain forest and xeric flora refuges in French Guiana. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.159-81.
Green, T.G.A. & G.T. Jane. 1983. Diurnal patterns of water potential in the evergreen cloud forests of the Kaimai Ranges, North Island, New Zealand. **New Zealand Journal of Botany 21**(4): 379-89.
Greene, D.F. & E.A. Johnson. 1995. Long-distance wind dispersal of tree seeds. **Canadian Journal of Botany 73**(7): 1036-45.
Grinnell, J. 1922. The role of the "accidental." **Auk 39**: 373-80.
Gröger, A. & W. Barthlott. 1996. Biogeography and diversity of the inselberg (Laja) vegetation of southern Venezuela. **Biodiversity Letters 3**(6): 165-79.
Grubb, P.J. 1992. A positive distrust in simplicity – lessons from plant defences and from competition among plants and among animals. **Journal of Ecology 80**(4): 585-610.
Guedes-Bruni, R.R. & H.C. Lima. 1996. Serranias do estado do Rio de Janeiro – o conhecimento florístico atual e as implicações para a conservação da diversidade na mata atlântica. **Eugeniana** (22): 9-22.
Guerra, A.J.T.; C.P. Senna & J.R. Leal. 1996. Geomorfologia de montanhas: estabilidade das encostas e movimento de massa. **Sociedade & Natureza 3**(15): 122-7.
Haase, P. 2001. Can isotropy vs. anisotropy in the spatial association of plant species reveal physical vs. biotic facilitation? **Journal of Vegetation Science 12**(1): 127-36.
Haberle, S.G. & M.A. Maslin. 1999. Late Quaternary and climate change in the Amazon basin based on a 50,000 year pollen record from the Amazon fan, ODP Site 932. **Quaternary Research 51**(1): 27-38.
Hacker, S.D. & S.D. Gaines. 1997. Some implications of direct positive interactions for community species diversity. **Ecology 78**(7): 1990-2003.
Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. **Science 165**(3889): 131-7.
Haffer, J. 1982. General aspects of the refuge theory. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.6-24.
Haffer, J. 1987a. Quaternary history of tropical America. **In** T.C. Whitmore & G.T. Prance eds., **Biogeography and Quaternary history in tropical America**. Oxford University Press. p.1-18.
Haffer, J. 1987b. Biogeography of neotropical birds. **In** T.C. Whitmore & G.T. Prance eds., **Biogeography and Quaternary history in tropical America**. Oxford University Press. p.105-50.
Haffer, J. 1997. Alternative models of vertebrate speciation in Amazonia: an overview. **Biodiversity and Conservation 6**(3): 451-76.
Haig, A.R.; U. Matthes & D.W. Larson. 2000. Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. **Canadian Journal of Botany 78**(6): 786-97.
Hall, K. 1999. The role of thermal stress fatigue in the breakdown of rock in cold regions. **Geomorphology 31**(1-4): 47-63.
Hambler, D.J. 1964. The vegetation of granitic outcrops in Western Nigeria. **Journal of Ecology 52**(3): 573-94.
Harley, R.M. 1995. Introdução. **In** B.L. Stannard ed., **Flora of the Pico das Almas. Chapada Diamantina – Bahia, Brazil**. Royal Botanic Gardens, Kew. p.43-76.
Harper, K.T. & J. Belnap. 2001. The influence of biological soil crusts on mineral uptake by associated vascular plants. **Journal of Arid Environments 47**(3): 347-57.
Harper, K.T. & R.L. Pendleton. 1993. Cyanobacteria and cyanolichens: can they enhance availability of essential minerals for higher plants? **Great Basin Naturalist 53**(1): 59-72.
Heilmeier, H. & W. Hartung. 2001. Survival strategies under extreme and complex environmental conditions: the aquatic resurrection plant *Chamaegigas intrepidus*. **Flora 196**: 245-60.
Hein, P.; H. Kürschner & G. Parolly. 1998. Phytosociological studies on high mountain plant communities of the Taurus mountains (Turkey). 2. Rock communities. **Phytocoenologia 28**(4): 465-563.
Hengeveld, R. 1985. On the explanation of the elevation effect by a dynamic interpretation of species distribution along altitudinal gradients. **Blumea 30**(2): 353-61.
Hengeveld, R. 1990. **Dynamic biogeography**. Cambridge University Press.
Hernández L., L. 1995. La flora endémica de la Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México: observaciones preliminares. **Sida, Botanical Miscellany** (13): 72-81.
Herre, E.A.; N. Knowlton; U.G. Mueller & S.A. Rehner. 1999. The evolution of mutualisms: exploring the paths between conflict and cooperation. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 49-53.

Herzog, B.; C. Hübner; E. Ball; R.N. Bastos; A.C. Franco; F.R. Scarano & U. Lüttge. 1999. Comparative study of the C3/CAM intermediate species *Clusia parviflora* Saldanha et Engl. and the obligate CAM species *Clusia hilariana* Schlecht. growing sympatrically exposed and shaded in the coastal restinga of Brazil. **Plant Biology 1**(4): 453-9.

Heywood, V.H. 1953. El concepto de asociación en las comunidades rupícolas. **Anales del Instituto Botánico Cavanilles 11**(2): 463-81.

Hirsch, P.; F.E.W. Eckardt & R.J. Palmer Jr. 1995. Fungi active in weathering of rock and stone monuments. **Canadian Journal of Botany 73**(suppl. 1): S1384-S1390.

Hobohm, C. 2000. Plant species diversity and endemism on islands and archipelagos, with special reference to the Macaronesian Islands. **Flora 195**(1): 9-24.

Hoehne, F.C. 1940. **O litoral do Brasil meridional**. Departamento de Botânica do Estado de São Paulo. (Observações gerais e contribuições ao estudo da flora e fitofisionomia do Brasil, 4).

Hoekstra, F.A.; E.A. Golovina & J. Buitink. 2001. Mechanisms of plant desiccation tolerance. **Trends in Plant Science 6**(9): 431-8.

Hoffland, E.; R. Landeweert; T.W. Kuyper, N. van Breemen & R.D. Finlay. 2001. (Further) links from rocks to plants. Response from Hoffland, Landeweert, Finlay, Kuyper and van Breemen. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 544.

Holl, K.D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology 90**(1): 179-87.

Holmgren, M.; M. Scheffer & M.A. Huston. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. **Ecology 78**(7): 1966-75.

Holzapfel, C. & B.E. Mahall. 1999. Bidirectional facilitation and interference between shrubs and annuals in the Mojave desert. **Ecology 80**(5): 1747-61.

Hooghiemstra, H. & T. van der Hammen. 1998. Neogene and Quaternary development of the neotropical rain forest: the forest refugia hypothesis, and a literature overview. **Earth-Science Reviews 44**(3-4): 147-83.

Houle, G. 1990. Species-area relationship during primary succession in granite outcrop plant communities. **American Journal of Botany 77**(11): 1433-9.

Houle, G. & D.L. Phillips. 1989. Seed availability and biotic interactions in granite outcrop plant communities. **Ecology 70**(5): 1307-16.

Hunter, A.F. & L.W. Aarssen. 1988. Plants helping plants. **BioScience 38**(1): 34-40.

Husband, B.C. & S.C.H. Barrett. 1996. A metapopulation perspective in plant population biology. **Journal of Ecology 84**(3): 461-9.

Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. **American Naturalist 113**(1): 81-101.

Ibisch, P.L.; G. Rauer; D. Rudolph & W. Barthlott. 1995. Floristic, biogeographical, and vegetational aspects of Pre-Cambrian rock outcrops (inselbergs) in eastern Bolivia. **Flora 190**(4): 299-314.

Irgang, B.E. 1999. **Comunidades de macrófitas aquáticas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – um sistema de classificação**. Tese de doutorado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.

Iturriaga, G.; D.F. Gaff & R. Zentella. 2000. New desiccation-tolerant plants, including a grass, in the central highlands of Mexico, accumulate trehalose. **Australian Journal of Botany 48**(2): 153-8.

Jacobs, B.F.; J.D. Kingston & L.L. Jacobs. 1999. The origin of grass-dominated ecosystems. **Annals of the Missouri Botanical Garden 86**(2): 590-643.

Janos, D.P. 1980. Mycorrhizae influence tropical succession. **Biotropica 12**(2, suppl.): 56-64.

Johansson, C. & B. Bergman. 1994. Reconstitution of the symbiosis of *Gunnera manicata* Linden: cyanobacterial specificity. **New Phytologist 126**(4): 643-52.

Jolly, D. & A. Haxeltine. 1997. Effect of low glacial atmospheric CO_2 on tropical African montane vegetation. **Science 276**(5313): 786-8.

Joly, A.B. 1970. **Conheça a vegetação brasileira**. Ed. da USP & Polígono. p.121-9.

Jones, C.G.; J.H. Lawton & M. Shachak. 1994. Organisms as ecosystem engineers. **Oikos 69**(3): 373-86.

Jones, C.G.; J.H. Lawton & M. Shachak. 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. **Ecology 78**(7): 1946-57.

Jongmans, A.G.; N. van Breemen; S.R. Gradstein & F. van Oort. 2001. How liverworts build hanging gardens from volcanic ash in Costa Rica. **Catena 44**(1): 13-22.

Jordán, F.; A. Takács-Sánta & I. Molnár. 1999. A reliability theoretical quest for keystones. **Oikos 86**(3): 453-62.

Judziewicz, E.J.; L.G. Clark; X. Londoño & M.J. Stern. 1999. **American bamboos**. Smithsonian Institution Press.

Kadmon, R. & A. Shmida. 1990. Spatiotemporal demographic processes in plant populations: an approach and a case study. **American Naturalist 135**(3): 382-97.

Kapos, V. & E.V.J. Tanner. 1985. Water relations of Jamaican upper montane rain forest trees. **Ecology 66**(1): 241-50.

Kareiva, P.M. & M.D. Bertness. 1997. Re-examining the role of positive interactions in communities. **Ecology 78**(7): 1945.

Kay, R.F.; R.H. Madden; C. van Schaik & D. Higdon. 1997. Primate species richness is determined by plant productivity: implications for conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 94**(24): 13023-7.

Kaye, C. & C.L. Guy. 1995. Perspectives of plant cold tolerance: physiology and molecular responses. **Science Progress 78**(4): 271-99.

Keddy, P.A. 2001. A place in space. **American Journal of Botany 88**(5): 960-2.

Kellman, M. & R. Tackaberry. 1997. **Tropical environments. The functioning and management of tropical ecosystems**. Routledge.

Kellogg, E.A. 2000. The grasses: a case study in macroevolution. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 217-38.

Kelly, E.F.; O.A. Chadwick & T.E. Hilinski. 1998. The effect of plants on mineral weathering. **Biogeochemistry 42**(1-2): 21-53.

Kelly, P.E. & D.W. Larson. 1997. Dendroecological analysis of the population dynamics of an old-growth forest on cliff-faces of the Niagara Escarpment, Canada. **Journal of Ecology 85**(4): 467-78.

Kennedy, C.W. & J.F. Bruno. 2000. Restriction of the upper distribution of New England cobble beach plants by wave-related disturbance. **Journal of Ecology 88**(5): 856-68.
Kent, M. & P. Coker. 1998. **Vegetation description and analysis. A practical approach**. John Wiley & Sons.
Kikvidze, Z. & G. Nakhutsrishvili. 1998. Facilitation in subnival vegetation patches. **Journal of Vegetation Science 9**(2): 261-4.
Kikvidze, Z.; L. Khetsuriani; D. Kikodze & R.M. Callaway. 2001. Facilitation and interference in subalpine meadows of the central Caucasus. **Journal of Vegetation Science 12**(6): 833-8.
Kitzberger, T.; D.F. Steinaker & T.T. Veblen. 2000. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. **Ecology 81**(7): 1914-24.
Klicka, J. & R.M. Zink. 1997. The importance of recent Ice Ages in speciation: a failed paradigm. **Science 277**(5332): 1666-9.
Klink, C.A. & C.A. Joly. 1989. Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo State, Brazil. **Biotropica 21**(1): 30-4.
Körner, C. 1993. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.117-40. (Ecological Studies, 99).
Kothamasi, D.; R.C. Kuhad & C.R. Babu. 2001. Arbuscular mycorrhizae in plant survival strategies. **Tropical Ecology 42**(1): 1-13.
Krebs, C.J. 1989. **Ecological methodology**. HarperCollins.
Krieger, A.; S. Porembski & W. Barthlott. 2000. Vegetation of seasonal rock pools on inselbergs situated in the savanna zone of the Ivory Coast (West Africa). **Flora 195**(3): 257-66.
Kruckeberg, A.R. 1969. Soil diversity and the distribution of plants, with examples from western North America. **Madroño 20**(3): 129-54.
Kruckeberg, A.R. 1986. An essay: the stimulus of unusual geologies for plant speciation. **Systematic Botany 11**(3): 455-63.
Kruckeberg, A.R. & D. Rabinowitz. 1985. Biological aspects of endemism in higher plants. **Annual Review of Ecology and Systematics 16**: 447-79.
Kutiel, P. 1998. Possible role of biogenic crusts in plant succession on the Sharon sand dunes, Israel. **Israel Journal of Plant Sciences 46**(4): 279-86.
Lamont, B. 1982. Mechanisms for enhancing nutrient uptake in plants, with particular reference to Mediterranean South Africa and Western Australia. **Botanical Review 48**(3): 597-689.
Lambers, H.; F.S. Chapin III & T.L. Pons. 1998. **Plant physiological ecology**. Springer.
Landeweert, R.; E. Hoffland; R.D. Finlay; T.W. Kuyper & N. van Breemen. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 248-54.
Lange, O.L.; G.J. Kidron; B. Büdel; A. Meyer; E. Kilian & A. Abeliovich. 1992. Taxonomic composition and photosynthetic characteristics of the "biological soil crusts" covering sand dunes in the western Negev Desert. **Functional Ecology 6**(5): 519-27.
Larcher, W. 1986. **Ecofisiologia vegetal**. E.P.U.
Larcher, W. 2000. **Ecofisiologia vegetal**. RiMa.
Larocca, J. 1998. **Cactáceas em paredões rochosos da Serra Geral do Rio Grande do Sul: uma abordagem fitogeográfica**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.
Larson, D.W.; U. Matthes; J.A. Gerrath; N.W.K. Larson; J.M. Gerrath; J.C. Nekola; G.L. Walker; S. Porembski & A. Charlton. 2000. Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. **Journal of Biogeography 27**(2): 319-31.
Lauer, W. 1976. Zur hygrischen Höhenstufung tropischer Gebirge. **Biogeographica 7**: 169-82.
Lawrence, R.L. & W.J. Ripple. 2000. Fifteen years of revegetation of Mount St. Helens: a landscape-scale analysis. **Ecology 81**(10): 2742-52.
Lawton, J.H. 1991. Are species useful? **Oikos 62**(1): 3-4.
Lawton, J.H. 1994. What do species do in ecosystem? **Oikos 71**(3): 367-74.
Lawton, J.H. & C.G. Jones. 1995. Linking species and ecosystems: organisms as ecosystem engineers. **In** C.G. Jones & J.H. Lawton eds., **Linking species and ecosystems**. Chapman and Hall. p.141-50.
Leigh Jr., E.G. 1999. **Tropical forest ecology. A view from Barro Colorado Island**. Oxford University Press.
Leigh Jr., E.G. & T.E. Rowell. 1995. The evolution of mutualism and other forms of harmony at various levels of biological organization. **Écologie 26**(3): 131-58.
Leitão Filho, H.F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. **IPEF** (35): 41-6.
Leitão Filho, H.F.; J. Semir & T.S. Rodrigues. 1991. Flora do estado de Goiás – coleção Rizzo – família Compositae. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.376.
Leuschner, C. 2000. Are high elevations in tropical mountains arid environments for plants? **Ecology 81**(5): 1425-36.
Levine, J.M. 1999. Indirect facilitation: evidence and predictions from a riparian community. **Ecology 80**(5): 1762-9.
Lichte, M. & H. Behling. 1999. Dry and cold climatic conditions in the formation of the present landscape in Southeastern Brazil. An interdisciplinary approach to a controversially discussed topic. **Zeitschrift für Geomorphologie 43**(3): 341-58.
Longhi-Wagner, H.M. 1987. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul. Gramineae. Tribo Poeae. **Boletim do Instituto de Biociências** (41): 3-185.
Longhi-Wagner, H.M. 1999. Flora campestre da região sul do Brasil. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.298-9.
Longhi-Wagner, H.M. & A. Zanin. 1998. Padrões de distribuição geográfica das espécies de *Stipa* L. (Poaceae-Stipeae) ocorrentes no Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 21**(2): 167-75.
Lovett, G.M. 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. **Ecological Applications 4**(4): 629-50.
Lugo, A.E. & F.N. Scatena. 1995. Ecosystem-level properties of the Luquillo Experimental Forest with emphasis on the tabonuco forest. **In** A.E. Lugo & C. Lowe eds., **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag. p.59-108. (Ecological Studies, 112).

Luteyn, J.L. 1999. Páramos. A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. **Memoirs of the New York Botanical Garden 84**: i-xxii, 1-278.
Lüttge, U. 1997. **Physiological ecology of tropical plants**. Springer. p.321-47. [capítulo sobre Inselbergs].
Lutz, E.; J.J. Schneller & R. Holderegger. 2000. Understanding population history for conservation purposes: population genetics of *Saxifraga aizoides* (Saxifragaceae) in the lowlands and lower mountains north of the Alps. **American Journal of Botany 87**(4): 583-90.
Lynch, J.D. 1988. Refugia. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.311-42.
Major, J. 1988. Endemism: a botanical perspective. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.117-46.
Malam Issa, O.; L.J. Stal; C. Défarge; A. Couté & J. Trichet. 2001. Nitrogen fixation by microbial crusts from desiccated Sahelian soils (Niger). **Soil Biology and Biochemistry 33**(10): 1425-8.
Malek, E.; G. McCurdy & B. Giles. 1999. Dew contribution to the annual water balances in semi-arid desert valleys. **Journal of Arid Environments 42**(2): 71-80.
Margulis, L. 2001. **O planeta simbiótico. Uma nova perspectiva da evolução**. Rocco.
Marks, P.L. 1983. On the origin of the field plants of the northeastern United States. **American Naturalist 122**(2): 210-28.
Martinelli, G. & A.M.S.F. Vaz. "1986/88"[1989]. Padrões fitogeográficos em Bromeliaceae dos campos de altitude da floresta pluvial tropical costeira do Brasil, no estado do Rio de Janeiro. **Rodriguésia 38/40**(64/66): 3-10.
Martinelli, G.; J. Bandeira & J.O. Bragança. 1989. **Campos de altitude**. Editora Index.
Martinelli, L.A.; L.C.R. Pessenda; E. Espinoza; P.B. Camargo; E.C. Telles; C.C. Cerri; R.L. Victoria; R. Aravena; J. Richey & S. Trumbore. 1996. Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the Quaternary. **Oecologia 106**(3): 376-81.
Martinez Carretero, E. 1999. Saxicolous and riparian vegetation of a piedmont in central-western Argentina. **Journal of Arid Environments 42**(4): 305-17.
Martius, C.F.P. von. 1996. **The journey of von Martius.** ***Flora Brasiliensis*** **- vol. I**. Editora Index. [tradução das descrições de regiões e vegetações, acompanhada de ilustrações, da primeira parte do volume 1 da Flora Brasiliensis].
Matthes, U.; S.J. Turner & D.W. Larson. 2001. Light attenuation by limestone rock and its constraint on the depth distribution of endolithic algae and cyanobacteria. **International Journal of Plant Sciences 162**(2): 263-70.
Matthes-Sears, U. & D.W. Larson. 1995. Rooting characteristics of trees in rock: a study of *Thuja occidentalis* on cliff faces. **International Journal of Plant Sciences 156**(5): 679-86.
Matthews, W.S.; A.E. van Wyk & G.J. Bredenkamp. 1993. Endemic flora of the north-eastern Transvaal Escarpment, South Africa. **Biological Conservation 63**: 83-94.
Mayr, E. & R.J. O'Hara. 1986. The biogeographic evidence supporting the Pleistocene forest refuge hypothesis. **Evolution 40**(1): 55-67.
McMillan, M. & D.W. Larson. 2002. Effects of rock climbing on the vegetation of the Niagara Escarpment in southern Ontario, Canada. **Conservation Biology 16**(2): 389-98.
McNaughton, S.J. & L.L. Wolf. 1970. Dominance and the niche in ecological systems. **Science 167**(3915): 131-9.
Médail, F. & R. Verlaque. 1997. Ecological characteristics and rarity of endemic plants from southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. **Biological Conservation 80**(3): 269-81.
Medina, E. 1991. Eco-fisiología y evolución de las Bromeliaceae. **Boletin de la Academia Nacional de Ciencias de Córdoba 59**(1-2): 71-100.
Meeks, J.C. 1998. Symbiosis between nitrogen-fixing cyanobacteria and plants. **BioScience 48**(4): 266-76.
Meguro, M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & A.M. Giulietti. 1996. Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 15**: 1-11.
Meirelles, S.T. 1990. **Ecologia da vegetação de afloramentos rochosos do litoral da região sudeste**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Ecologia da Unicamp.
Meirelles, S.T.; V.R. Pivello & C.A. Joly. 1999. The vegetation of granite outcrops in Rio de Janeiro, Brazil, and the need for its protection. **Environmental Conservation 26**(1): 10-20.
Melcher, I.M.; F. Bouman & A.M. Cleef. 2000. Seed dispersal in páramo plants: epizoochorous and hydrochorous taxa. **Plant Biology 2**(1): 40-52.
Mendonça, R.C.; J.M. Felfili; B.M.T. Walter; M.C. Silva Jr.; A.V. Rezende; T.S. Filgueiras & P.E. Nogueira. 1998. Flora vascular do Cerrado. **In** S.M. Sano & S.P. Almeida eds., **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa. p.289-556.
Menge, B.A. 2000. Testing the relative importance of positive and negative effects on community structure. **Trends in Ecology & Evolution 15**(2): 46-7.
Michel, E.L. & R.M. Bueno. 1994. Jungermanniales (Hepaticopsida) novas para o Brasil e Rio Grande do Sul. **Resumos do XLV Congresso Nacional de Botânica**. Unisinos & SBB. p.136.
Michelangeli, F.A. 2000. Species composition and species-area relationships in vegetation isolates on the summit of a sandstone mountain in southern Venezuela. **Journal of Tropical Ecology 16**(1): 69-82.
Mills, L.S.; M.E. Soulé & D.F. Doak. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. **BioScience 43**(4): 219-24.
Miotto, S.T.S. & H.F. Leitão Filho. "1993"[1995]. Flora Ilustrada do Rio Grande do Sul. Leguminosae-Faboideae. Gênero *Adesmia* DC. **Boletim do Instituto de Biociências** (52): 3-154.
Miranda, F.E.L.F. & R.R. Oliveira. 1983. Orquídeas rupícolas do morro do Pão de Açúcar Rio de Janeiro. **Atas da Sociedade Botânica do Brasil 1**(18): 99-105.
Mittermeier, R.A.; N. Myers; P. Robles Gil & C.G. Mittermeier. 1999. **Hotspots. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX & Conservation International.
Modenesi-Gauttieri, M.C. & L.H. Nunes. 1998. Processos geocriogênicos quaternários nas terras altas do sudeste do Brasil: considerações climáticas. **Geosul 14**(27): 391-3.

Mohrdieck, K.H. 1980. Formações campestres do Rio Grande do Sul. **Seminários sobre pastagens. "De que pastagens necessitamos". Anais**. Farsul. p.18-27.
Mori, S.A. 1989. Eastern, extra-amazonian Brazil. **In** D.G. Campbell & H.D. Hammond eds., **Floristic inventory of tropical countries**. New York Botanical Garden. p.427-54.
Moritz, C.; L. Joseph; M. Cunningham & C. Schneider. 1997. Molecular perspectives on historical fragmentation of Australian tropical and subtropical rainforests: implications for conservation. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.442-54.
Morris, W.F. & D.M. Wood. 1989. The role of lupine in succession on Mount St. Helens: facilitation or inhibition? **Ecology 70**(3): 697-703.
Mostacedo, B.; M. Toledo & T.S. Fredericksen. 2001. La vegetación de las lajas en la región de Lomerío, Santa Cruz, Bolivia. **Acta Amazonica 31**(1): 11-25.
Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons.
Mulder, C.P.H.; D.D. Uliassi & D.F. Doak. 2001. Physical stress and diversity-productivity relationships: the role of positive interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(12): 6704-8.
Murata, N. & D.A. Los. 1997. Membrane fluidity and temperature perception. **Plant Physiology 115**(3): 875-9.
Murdy, W.H. 1968. Plant speciation associated with granite outcrop communities of the southeastern Piedmont. **Rhodora 70**: 394-407.
Musil, C.F.; M.C. Rutherford; L.W. Powrie; L.O. Björn & D.J. McDonald. 1999. Spatial and temporal changes in South African solar ultraviolet-B exposure: implications for threatened taxa. **Ambio 28**(5): 450-6.
Nabinger, C. 2002. Campos sulinos: manejo sustentável de um ecossistema pastoril. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.101-5.
Nathan, R. 2001. The challenges of studying dispersal. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 481-3.
Nekola, J.C. 1999. Paleorefugia and neorefugia: the influence of colonization history on community pattern and process. **Ecology 80**(8): 2459-73.
Neumann, G. & E. Martinoia. 2002. Cluster roots - an underground adaptation for survival in extreme environments. **Trends in Plant Science 7**(4): 162-7.
Newsham, K.K.; A.H. Fitter & A.R. Watkinson. 1995. Multi-functionality and biodiversity in arbuscular mycorrhizas. **Trends in Ecology & Evolution 10**(10): 407-11.
Nilson, A.D. & M. Sobral. 1994. *Aspidosperma riedelii* (Apocynaceae) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea** (10): 21.
Nobel, P.S.; P.M. Miller & E.A. Graham. 1992. Influence of rocks on soil temperature, soil water potential, and rooting patterns for desert succulents. **Oecologia 92**(1): 90-6.
Noë, R. & P. Hammerstein. 1995. Biological markets. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 336-9.
Nowak, M.A.; R.M. May & K. Sigmund. 1995. The arithmetics of mutual help. **Scientific American 272**(6): 76-81.
Nuismer, S.L.; J.N. Thompson & R. Gomulkiewicz. 2000. Coevolutionary clines across selection mosaics. **Evolution 54**(4): 1102-15.
Nuñez, C.I.; M.A. Aizen & C. Ezcurra. 1999. Species associations and nurse plant effects in patches of high-Andean vegetation. **Journal of Vegetation Science 10**(3): 357-64.
Nuzzo, V.A. 1996. Structure of cliff vegetation on exposed cliffs and the effect of rock climbing. **Canadian Journal of Botany 74**(4): 607-17.
Odum, E.P. 1985. **Ecologia**. Interamericana. p.248-54.
Ohlson, M.; R.H. Økland; J.-F. Nordbakken & B. Dahlberg. 2001. Fatal interactions between Scots pine and *Sphagnum* mosses in bog ecosystems. **Oikos 94**(3): 425-32.
Olff, H.; F.W.M. Vera; J. Bokdam; E.S. Bakker; J.M. Gleichman; K. Maeyer & R. Smit. 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. **Plant Biology 1**(2): 127-37.
Oliveira, R.R.; A.S. Zaú; D.F. Lima; D.O. Sodré; M.B.R. Silva; M.C. Vianna & P.D. Sampaio. 1992. Significado ecológico da orientação de encostas no Maciço da Tijuca - Rio de Janeiro, RJ. **Resumos do "Simpósio sobre estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas"**. UFRJ. p.81.
Oliveira Filho, A.T. & J.A. Ratter. 2001. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. **In** R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho eds., **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ed. Ed. da USP & FAPESP. p.73-89.
Oliver, M.J., Z. Tuba & B.D. Mishler. 2000. The evolution of vegetative desiccation tolerance in land plants. **Plant Ecology 151**(1): 85-100.
Olofsson, J.; J. Moen & L. Oksanen. 1999. On the balance between positive and negative plant interactions in harsh environments. **Oikos 86**(3): 539-43.
Oosting, H.J. & L.E. Anderson. 1937. The vegetation of a barefaced cliff in western North Carolina. **Ecology 18**(2): 280-92.
Oosting, H.J. & L.E. Anderson. 1939. Plant succession on granite rock in eastern North Carolina. **Botanical Gazette 100**: 750-68.
Osborne, B.; F. Doris; A. Cullen; R. McDonald; G. Campbell & M. Steer. 1991. *Gunnera tinctoria*: an unusual nitrogen-fixing invader. **BioScience 41**(4): 224-34.
Pabst, G.F.J. 1953. Contribuição para o conhecimento das orquídeas de Santa Catarina e sua dispersão geográfica – I. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 39-93.
Paine, R.T. 1966. Food web complexity and species diversity. **American Naturalist 100**(910): 65-75.
Paine, R.T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. **American Naturalist 103**: 91-3.
Parikesit, P.; D.W. Larson & U. Matthes-Sears. 1994. Impacts of trails on cliff-edge forest structure. **Canadian Journal of Botany 73**: 943-53.
Pataki, D.E. 2002. Atmospheric CO_2, climate and evolution – lessons from the past. **New Phytologist 154**(1): 10-2.

Pellerin, J.; G.M. Duarte; L.F. Scheibe; M. Mendonça; M.D. Buss; M.A. Monteiro & C. Cardoso. 1997. Timbé do Sul – Jacinto Machado: avaliação preliminar da extensão da catástrofe de 23-24/12/95. **Geosul 12**(23): 71-86.
Peron, M.V. 1989. Listagem preliminar da flora fanerogâmica dos campos rupestres do Parque Estadual do Itacolomi – Ouro Preto/Mariana, MG. **Rodriguésia 41**(67): 63-9.
Perry, D.A. 1995. Self-organizing systems across scales. **Trends in Ecology & Evolution 10**(6): 241-4.
Phillips, D.L. 1981. Succession in granite outcrop shrub-tree communities. **American Midland Naturalist 106**(2): 313-7.
Phillips, D.L. 1982. Life-forms of granite outcrop plants. **American Midland Naturalist 107**(1): 206-8.
Pietropaolo, J. & P. Pietropaolo. 1986. **Carnivorous plants of the world**. Timber Press.
Pinto, G.C.P.; H.P. Bautista & J.C.A. Lima. 1990. A Chapada Diamantina. Sua fitofisionomia e peculiaridades florísticas. **Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica**. Ibama. p.256-95.
Piperno, D.R. & P. Becker. 1996. Vegetational history of a site in the central Amazon basin derived from phytolith and charcoal records from natural soils. **Quaternary Research 45**(2): 202-9.
Porembski, S. 1996. Notes on the vegetation of inselbergs in Malawi. **Flora 191**(1): 1-8.
Porembski, S. 2002. Terrestrial habitat islands as model systems for biodiversity research. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.158-61.
Porembski, S. & G. Brown. 1995. The vegetation of inselbergs in the Comoé National Park (Ivory Coast). **Candollea 50**(2): 351-65.
Porembski, S.; G. Brown & W. Barthlott. 1995. An inverted latitudinal gradient of plant diversity in shallow depressions on Ivorian inselbergs. **Vegetatio 117**(2): 151-63.
Porembski, S.; J.-P. Mund; J. Szarzynski & W. Barthlott. 1996a. Ecological conditions and floristic diversity of an inselberg in the savanna zone of Ivory Coast: Mt Niangbo. **In** J.-L. Guillaumet, M. Belin & H. Puig eds., **Phytogéographie tropicale: réalités et perspectives**. ORSTOM. p.251-61.
Porembski, S.; J. Szarzynski; J.-P. Mund & W. Barthlott. 1996b. Biodiversity and vegetation of small-sized inselbergs in a West African rain forest (Taï, Ivory Coast). **Journal of Biogeography 23**(1): 47-55.
Porembski, S. & W. Barthlott. 1997. Seasonal dynamics of plant diversity on inselbergs in the Ivory Coast (West Africa). **Botanica Acta 110**(6): 466-72.
Porembski, S. & W. Barthlott. 1998. Vegetation of inselbergs: biotic diversity of a tropical ecosystem. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.442.
Porembski, S. & W. Barthlott eds. 2000a. **Inselbergs. Biotic diversity of isolated rock outcrops in tropical and temperate regions**. Springer. (Ecological Studies, 146).
Porembski, S. & W. Barthlott. 2000b. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as center of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology 151**(1): 19-28.
Porembski, S.; W. Barthlott; S.Dörrstock & N. Biedinger. 1994. Vegetation of rock outcrops in Guinea: granite inselbergs, sandstone table mountains and ferricretes – remarks on species numbers and endemism. **Flora 189**(4): 315-26.
Porto, M.L. 1998. As formações vegetais: evolução e dinâmica da conquista. **In** R. Menegat coord., **Atlas ambiental de Porto Alegre**. UFRGS, Prefeitura Municipal de Porto Alegre & INPE. p.47-8.
Power, M.E.; D. Tilman; J.A. Estes; B.A. Menge; W.J. Bond; L.S. Mills; G. Daily; J.C. Castilla; J. Lubchenco & R.T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. **BioScience 46**(8): 609-20.
Pozzobon, M.T. & J.F.M. Valls. 2000. Cytogeography and variation of stomatal size of *Paspalum glaucescens* (Gramineae; Paniceae) in Southern Brazil. **Euphytica 116**(3): 251-6.
Prance, G.T. 1982a. Introduction. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.3-5.
Prance, G.T. 1982b. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.137-58.
Prance, G.T. 1982c. A review of the phytogeographic evidences for pleistocene climatic changes in the neotropics. **Annals of the Missouri Botanical Garden 69**: 594-624.
Prance, G.T. 1987a. Vegetation. **In** T.C. Whitmore & G.T. Prance eds., **Biogeography and Quaternary history in tropical America**. Oxford University Press. p.28-45.
Prance, G.T. 1987b. Biogeography of neotropical plants. **In** T.C. Whitmore & G.T. Prance eds., **Biogeography and Quaternary history in tropical America**. Oxford University Press. p.46-65.
Prance, G.T. 1996. Islands in Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, 351**(1341): 823-33.
Proctor, M.C.F. 2000a. Mosses and alternative adaptation to life on land. **New Phytologist 148**(1): 1-3.
Proctor, M.C.F. 2000b. The bryophyte paradox: tolerance of desiccation, evasion of drought. **Plant Ecology 151**(1): 41-9.
Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. **American Naturalist 132**(5): 652-61.
Queiroz, M.H. 1994. **Approche phytoécologique et dynamique des formations végétales secondaires développées après abandon des activités agricoles, dans le domaine de la forêt ombrophile dense de versant (forêt atlantique) à Santa Catarina - Brésil**. Tese de doutorado apresentada à ENGREF, Nancy.
Raffaele, E. & T.T. Veblen. 1998. Facilitation by nurse shrubs of resprouting behavior in a post-fire shrubland in northern Patagonia, Argentina. **Journal of Vegetation Science 9**(5): 693-8.
Rai, A.N.; E. Söderbäck & B. Bergman. 2000. Cyanobacterium–plant symbioses. **New Phytologist 147**(3): 449-81.
Rambo, B. 1948. A flora austral antártica e andina no Rio Grande do Sul. **Boletim Geográfico 6**(67): 750-4.
Rambo, B. 1949. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 1**(1): 111-35.
Rambo, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 185-232.
Rambo, B. 1954. História da flora do litoral riograndense. **Sellowia 6**(6): 113-72.
Rambo, B. 1956a. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. **Sellowia 7/8**(7): 235-98.
Rambo, B. 1956b. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2ed. Selbach. (Jesuítas no sul do Brasil, 6).

Rambo, B. 1958. Die alte Südflora in Brasilien. **Pesquisas** (2): 177-98.
Rasmussen, U.; C. Johansson; A. Renglin; C. Petersson & B. Bergman. 1996. A molecular characterization of the *Gunnera-Nostoc* symbiosis: comparison with *Rhizobium*- and *Agrobacterium*- plant interactions. **New Phytologist 133**(3): 391-8.
Ratter, J.A.; J.F. Ribeiro & S. Bridgewater. 1997. The Brazilian cerrado and threats to its biodiversity. **Annals of Botany 80**(3): 223-30.
Read, D.J. 1993. Plant-microbe mutualisms and community structure. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.181-209. (Ecological Studies, 99).
Reichman, O.J. & E.W. Seabloom. 2002. Ecosystem engineering: a trivialized concept? Response from Reichman and Seabloom. **Trends in Ecology & Evolution 17**(7): 308.
Reis, V.M.; J.I. Baldani; V.L.D. Baldani & J. Dobereiner. 2000. Biological dinitrogen fixation in Gramineae and palm trees. **Critical Reviews in Plant Sciences 19**(3): 227-47.
Reitz, R. 1953. As palmeiras de Santa Catarina e sua distribuição geográfica. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 233-52.
Reitz, R. 1961. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. **Sellowia 13**(13): 17-115.
Reitz, R. 1965. Plano de coleção. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. Parte IV, fascículo A.
Retuerto, R. & F.I. Woodward. 1992. Effects of windspeed on the growth and biomass allocation of white mustard *Sinapis alba* L. **Oecologia 92**(1): 113-23.
Ribeiro, J.F. & B.M.T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. **In** S.M. Sano & S.P. Almeida eds., **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa. p.89-166.
Ribeiro, K.T.; B.O. Medina & F.R. Scarano. 1999. Vegetação rupícola no planalto do Itatiaia: preferência de microhabitat e facilitação. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.240.
Ricardi, M.H.; J. Gaviria & J. Estrada. 1997. La flora del Superpáramo venezolano y sus relaciones fitogeográficas a lo largo de los Andes. **Plantula 1**(3): 171-87.
Richards, P.W. 1957. Ecological notes on West African vegetation. I. The plant communities of the Idanre hills, Nigeria. **Journal of Ecology 45**(2): 563-77.
Richter, M. 1992. Methods of interpreting climatological conditions based on phytomorphological characteristics in the Cordilleras of the Neotropics. **Plant Research and Development 36**: 89-114.
Richter, M. 2000. A hypothetical framework for testing phytodiversity in mountainous regions: the influence of airstreams and hygrothermic conditions. **Phytocoenologia 30**(3-4): 519-41.
Ricklefs, R.E. 1996. **A economia da natureza**. 3ed. Guanabara Koogan.
Rizzini, C.T. 1976. **Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos**. Hucitec & Ed. da USP. v.1.
Rodenhouse, N.L.; T.W. Sherry & R.T. Holmes. 1997. Site-dependent regulation of population size: a new synthesis. **Ecology 78**(7): 2025-42.
Roderjan, C.V. & Y.S. Kuniyoshi. 1987. Caracterização da cobertura florestal. **In** P.C. Tosin coord., **Planos global e específico de gerenciamento da Área Especial de Interesse Turístico do Marumbi**. ITCF. p.65-70.
Rogers, R.A.; L.A. Rogers; R.S. Hoffmann & L.D. Martin. 1991. Native American biological diversity and the biogeographic influence of Ice Age refugia. **Journal of Biogeography 18**(6): 623-30.
Rojas-Aréchiga, M. & C. Vázquez-Yanes. 2000. Cactus seed germination: a review. **Journal of Arid Environments 44**(1): 85-104.
Romero, R. 2002. Diversidade da flora dos campos rupestres de Goiás, sudoeste e sul de Minas Gerais. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.81-6.
Roslin, T. 2001. A letter from the frontier: forecasting species expansions. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 484.
Roy, K.; J.W. Valentine; D. Jablonski & S.M. Kidwell. 1996. Scales of climatic variability and time averaging in Pleistocene biotas: implications for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution 11**(11): 458-63.
Rubio-Casal, A.E.; J.M. Castillo; C.J. Luque & M.E. Figueroa. 2001. Nucleation and facilitation in salt pans in Mediterranean salt marshes. **Journal of Vegetation Science 12**(6): 761-70.
Rundel, P.W. 1994. Tropical alpine climates. **In** P.W. Rundel, A.P. Smith & F.C. Meinzer eds., **Tropical alpine environments. Plant form and function**. Cambridge University Press. p.21-44.
Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude*. **Journal of Biogeography 26**(4): 693-712.
Safford, H.D. 1999b. Brazilian Páramos II. Macro- and mesoclimate of the *campos de altitude* and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography 26**(4): 713-37.
Safford, H.D. 2001. Brazilian páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. **Biotropica 33**(2): 282-302.
Salgado-Labouriau, M.L. 1994. **História ecológica da Terra**. 2ed. Ed. Edgard Blücher.
Salgado-Labouriau, M.L. 2001. Reconstruindo as comunidades vegetais e o clima no passado. **Humanidades** (48): 24-40.
Salis, S.M.; G.J. Shepherd & C.A. Joly. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio 119**: 155-64.
Sancho, L.G.; D. Palacios; J. Marcos & F. Valladares. 2001. Geomorphological significance of lichen colonization in a present snow hollow: Hoya del Cuchillar de las Navajas, Sierra de Gredos (Spain). **Catena 43**(4): 323-40.
Sanders, W.B. 2001. Lichens: the interface between mycology and plant morphology. **BioScience 51**(12): 1025-35.
Santos, É.P. & G. Hatschbach. 1998. Florística fanerogâmica da vegetação alto-montana no morro dos Perdidos, Serra do Araçatuba, Paraná, Brasil. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.358.
Sarthou, C. 1992. **Dynamique de la végétation pionnière sur un inselberg en Guyane française**. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris VI.

Sarthou, C. & C. Grimaldi. 1992. Mécanismes de colonisation par la végétation d'un inselberg granitique en Guyane française. **Rev. Ecol. (Terre Vie) 47**: 329-49.
Sarthou, C. & J.-F. Villiers. 1998. Epilithic plant communities on inselbergs in French Guiana. **Journal of Vegetation Science 9**(6): 847-60.
Sarthou, C.; S. Samadi & M.-C. Boisselier-Dubayle. 2001. Genetic structure of the saxicole *Pitcairnia geyskesii* (Bromeliaceae) on inselbergs in French Guiana. **American Journal of Botany 88**(5): 861-8.
Scarano, F.R. 2000. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic forest periphery. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.176-82.
Scarano, F.R. 2002. O uso de recursos ambientais por plantas nas vegetações à margem da Mata Atlântica *sensu stricto* no estado do Rio de Janeiro. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.165-9.
Scarano, F.R.; H.M. Duarte; K.T. Ribeiro; P.J.F.P. Rodrigues; E.M.B. Barcellos; A.C. Franco; J. Brulfert; E. Deléens & U. Lüttge. 2001. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographic distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society 136**(4): 345-64.
Schluter, D. & R.E. Ricklefs. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. **In** R.E. Ricklefs & D. Schluter eds., **Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives**. Chicago University Press. p.1-10.
Schofield, W.B. 1985. **Introduction to bryology**. Macmillan.
Scott, A.C. 2000. The pre-Quaternary history of fire. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): 297-345.
Scott, A.C.; J.A. Cripps; M.E. Collinson & G.J. Nichols. 2000a. The taphonomy of charcoal following a recent heathland fire and some implications for the interpretation of fossil charcoal deposits. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): 1-31.
Scott, A.C.; J. Moore & B. Brayshay. 2000b. Introduction to fire and the palaeoenvironment. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): vii-xi.
Scott, P. 2000. Resurrection plants and the secrets of eternal leaf. **Annals of Botany 85**(2): 159-66.
Segadas-Vianna, F. 1968. Ecology of the Itatiaia Range, southeastern Brazil. I – Altitudinal zonation of the vegetation. **Arquivos do Museu Nacional 53**: 7-30.
Segadas-Vianna, F. & L. Dau. 1968. Ecology of the Itatiaia Range, southeastern Brazil. II – Climates and altitudinal climatic zonation. **Arquivos do Museu Nacional 53**: 31-53.
Sehnem, A. 1977. As filicíneas do sul do Brasil, sua distribuição geográfica, sua ecologia e suas rotas de migração. **Pesquisas, Botânica** (31): 1-108.
Shields, L.M. & J. Crispin. 1956. Vascular vegetation of a recent volcanic area in New Mexico. **Ecology 37**(2): 341-51.
Shinozaki, K. & K. Yamaguchi-Shinozaki. 2000. Molecular responses to dehydration and low temperature: differences and cross-talk between two stress signaling pathways. **Current Opinion in Plant Biology 3**(3): 217-23.
Shmida, A. & T.L. Burgess. 1988. Plant growth-form strategies and vegetation types in arid environments. **In** M.J.A. Werger, P.J.M. van der Aart, H.J. During & J.T.A. Verhoeven eds., **Plant form and vegetation structure**. SPB Academic Publishing. p.211-41.
Shumway, S.W. 2000. Facilitative effects of a sand dune shrub on species growing beneath the shrub canopy. **Oecologia 124**(1): 138-48.
Shure, D.J. & H.L. Ragsdale. 1977. Patterns of primary succession on granite outcrop surfaces. **Ecology 58**(5): 993-1006.
Sih, A.; B.G. Jonsson & G. Luikart. 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 132-4.
Silva, A.G.; M.S. Costa; N.S. Bissoli & N.M. Heliodoro. 1984. Contribuição ao conhecimento da vegetação dos afloramentos rochosos da faixa litorânea de Vitória - Espírito Santo. **In** L.D. Lacerda, D.S.D. Araujo, R. Cerqueira & B. Turcq orgs., **Restingas: origem, estrutura, processos**. CEUFF. p.263-7.
Silva, J.M.C. & J.M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience 52**(3): 225-33.
Silva, M.B.R.; A.S. Zaú; D.F. Lima; D.S. Pedrosa; I.L.S.C. Paixão; M.C. Vianna & R.R. Oliveira. 1991. Dinâmica ecológica de encostas do Maciço da Tijuca (RJ). I: Aspectos fitossociológicos. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.166.
Silva, R.R. & A.C. Cervi. 1999. A família Ericaceae Juss. no estado do Paraná. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.55-6.
Silver, W.L.; S. Brown & A.E. Lugo. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.49-67. (Ecological Studies, 122).
Silvester, W.B.; R. Parsons & P.W. Watt. 1996. Direct measurement of release and assimilation of ammonia in the *Gunnera-Nostoc* symbiosis. **New Phytologist 132**(4): 617-25.
Simmons, R.E.; M. Griffin; R.E. Griffin; E. Marais & H. Kolberg. 1998. Endemism in Namibia: patterns, processes and predictions. **Biodiversity and Conservation 7**(4): 513-30.
Simon, M.F. & C. Proença. 2000. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (Mimosoideae, Leguminosae) in the *Cerrado* biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? **Biological Conservation 96**(2): 279-96.
Sites Jr., J.W. 2001. Speciation in the world's greatest forest. **Trends in Ecology & Evolution 16**(2): 111-2. [só sobre mamíferos].
Smith, A.P. & T.P. Young. 1987. Tropical alpine plant ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics 18**: 137-58.
Smith, A.R. 1972. Comparison of fern and flowering plant distributions with some evolutionary interpretations for ferns. **Biotropica 4**(1): 4-9.
Snyder, J.M. & L.H. Wullstein. 1973. Nitrogen fixation on granite outcrop pioneer ecosystems. **The Bryologist 76**: 196-9.
Sprent, J.I. & D. McKey eds. 1994. **Advances in legume systematics. Part 5. The nitrogen factor**. Royal Botanic Gardens, Kew.
Stachowicz, J.J. 2001. Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. **BioScience 51**(3): 235-46.
Stebbins, G.L. 1980. Rarity of plant species: a synthetic viewpoint. **Rhodora 82**(829): 77-86.

Stehmann, J.R. 1987. *Petunia exserta* (Solanaceae), uma nova espécie do Rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea** (2): 19-21.
Stehmann, J.R. 1999. **Estudos taxonômicos na tribo Nicotianeae G. Don (Solanaceae): revisão de *Petunia* Jussieu, das espécies brasileiras de *Calibrachoa* La Llave & Lexarza e o estabelecimento do novo gênero *Petuniopsis* Stehmann & Semir**. Tese de doutorado apresentada ao CPG em Biologia Vegetal da Unicamp.
Stevens, G.C. & J.F. Fox. 1991. The causes of treeline. **Annual Review of Ecology and Systematics 22**: 177-91.
Steyermark, J.A. 1986. Speciation and endemism in the flora of the Venezuelan tepuis. **In** F. Vuilleumier & M. Monasterio eds., **High altitude tropical biogeography**. Oxford University Press. p.317-73.
Stillings, L.L. 1996. Preface. **Chemical Geology 132**(1-4): 1-3.
Stock, P.A. & W.B. Silvester. 1994. Phloem transport of recently-fixed nitrogen in the *Gunnera-Nostoc* symbiosis. **New Phytologist 126**: 259-66.
Stone, E.C. 1957. Dew as an ecological factor I. A review of the literature. **Ecology 38**(3): 407-13.
Stone, E.C. 1963. The ecological importance of dew. **Quarterly Review of Biology 38**: 328-41.
Strasberg, D. 1995. Processus d'invasion par les plantes introduites à La Réunion et dynamique de la végétation sur les coulées volcaniques. **Écologie 26**(3): 169-80.
Street-Perrott, F.A.; Y. Huang; R.A. Perrott; G. Eglinton; P. Barker; L.B. Khelifa; D.D. Harkness & D.O. Olago. 1997. Impact of lower atmospheric carbon dioxide on tropical mountain ecosystems. **Science 278**(5342): 1422-6.
Struminski, E. 2001. **Parque Estadual Pico do Marumbi**. Ed. da UFPR.
Sugden, A.M. 1982. The vegetation of the Serranía de Macuira, Guajira, Colombia: a contrast of arid lowlands and an isolated cloud forest. **Journal of the Arnold Arboretum 63**(1): 1-30.
Sveinbjörnsson, B. 2000. North American and European treelines: external forces and internal processes controlling position. **Ambio 29**(7): 388-95.
Svenning, J.-C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. **Biological Conservation 104**(2): 133-48.
Sylvestre, L.S. 1995. Palinologia das Polypodiaceae *sensu lato* do planalto de Itatiaia, Rio de Janeiro, Brasil. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro 33**(1): 9-73.
Terborgh, J. 1973. On the notion of favorableness in plant ecology. **American Naturalist 107**(956): 481-501.
Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.330-44.
Terborgh, J. 1995. Wildlife in managed tropical forests: a neotropical perspective. **In** A.E. Lugo & C. Lowe eds., **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag. p.331-42. (Ecological Studies, 112).
Thomas, M.F. 2001. Landscape sensitivity in time and space – an introduction. **Catena 42**(2-4): 83-98.
Thompson, J.N. 1994. **The coevolutionary process**. University of Chicago Press.
Thompson, J.N. 1999. The evolution of species interactions. **Science 284**(5423): 2116-8.
Thompson, R.M.; C.R. Townsend; D. Craw; R. Frew & R. Riley. 2001. (Further) links from rocks to plants. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 543.
Tielbörger, K. & R. Kadmon. 2000. Temporal environmental variation tips the balance between facilitation and interference in desert plants. **Ecology 81**(6): 1544-53.
Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology 80**(5): 1455-74.
Tomaselli, M. 1994. The vegetation of summit rock faces, talus slopes and grasslands in the southern Apennines (N Italy). **Fitosociologia 26**: 35-50.
Tryon, R.M. & A.F. Tryon. 1982. **Ferns and allied plants with special reference to tropical America**. Springer-Verlag.
Tsukaya, H. & T. Tsuge. 2001. Morphological adaptation of inflorescences in plants that develop at low temperatures in early spring: the convergent evolution of "downy plants". **Plant Biology 3**(5): 536-43.
Tsuyuzaki, S. 1995. Vegetation recovery patterns in early volcanic succession. **Journal of Plant Research 108**(1090): 241-8.
Tyler, G. 1996a. Soil chemistry and plant distributions in rock habitats of southern Sweden. **Nordic Journal of Botany 16**(6): 609-35.
Tyler, G. 1996b. Cover distributions of vascular plants in relation to soil chemistry and soil depth in a granite rock ecosystem. **Vegetatio 127**(2): 215-23.
Ule, E. 1895. Relatorio de uma excursão botanica feita na Serra do Itatiaia. **Archivos do Museu Nacional 9** [também denominada **Revista do Museu Nacional do Rio de Janeiro 1**]: 185-223. [edição bilíngüe, com uma versão integral em alemão].
Ule, E. 1901. Die vegetation von Cabo Frio an der Küste von Brasilien. **Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 28**: 511-28.
Ullman, W.J.; D.L. Kirchman; S.A. Welch & P. Vandevivere. 1996. Laboratory evidence for microbially mediated silicate mineral dissolution in nature. **Chemical Geology 132**(1-4): 11-7.
Umann, L.V.; E.F. Delima; C.A. Sommer & J.D. Liz. 2001. Vulcanismo ácido da região de Cambará do Sul - RS: litoquímica e discussão sobre a origem dos depósitos. **Revista Brasileira de Geociências 31**(3): 357-64.
Ursic, K.A.; N.C. Kenkel & D.W. Larson. 1997. Revegetation dynamics of cliffs in abandoned limestone quarries. **Journal of Applied Ecology 34**(2): 289-303.
Ururahy, J.C.C.; J.E.R. Collares; M.M. Santos & R.A.A. Barreto. 1983. Vegetação. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.32, p.553-623, 1 mapa.
Valentin, J.L. 2000. **Ecologia numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Interciência.
van der Hammen, T. & H. Hooghiemstra. 2000. Neogene and Quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. **Quaternary Science Reviews 19**(8): 725-42.
van Wyk, A.E. 1990. The sandstone regions of Natal and Pondoland: remarkable centres of endemism. **In** K. Heine ed., **Palaeoecology of Africa and the surrounding islands**. A.A. Balkema. v.21, p.243-57.
Veloso, H.P. 1966. **Atlas florestal do Brasil. Forest atlas of Brazil**. Ministério da Agricultura.

Venable, D.L. & D.A. Levin. 1983. Morphological dispersal structures in relation to growth habit in the *Compositae*. **Plant Systematics and Evolution 143**(1-2): 1-16.
Virtanen, R.; A.E. Johnston; M.J. Crawley & G.R. Edwards. 2000. Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. **Plant Ecology 151**(2): 129-41.
Vitta, F.A. 2002. Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.90-4.
Vivian-Smith, G. 1997. Microtopographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. **Journal of Ecology 85**(1): 71-82.
Vogelmann, H.W. 1973. Fog precipitation in the cloud forests of eastern Mexico. **BioScience 23**(2): 96-100.
Waechter, J.L. 1992. **O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.
Waechter, J.L. & J.A. Jarenkow. 1994. Distribuição latitudinal de espécies arbóreas na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. **Resumos do XLV Congresso Nacional de Botânica**. Unisinos & SBB. p.357-8.
Waechter, J.L. & J. Larocca. 1998. Distribution of *Parodia* (Cactaceae) along a sequence of xeric refuges in subtropical Brazil. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.200.
Walck, J.L.; J.M. Baskin & C.C. Baskin. 2001. Why is *Solidago shortii* narrowly endemic and *S. altissima* geographically widespread? A comprehensive comparative study of biological traits. **Journal of Biogeography 28**(10): 1221-37.
Walck, J.L.; J.M. Baskin; C.C. Baskin & S.W. Francis. 1996. Sandstone rockhouses of the eastern United States, with particular reference to the ecology and evolution of the endemic plant taxa. **Botanical Review 62**(4): 311-62.
Waldemar, C.C. 1998. **A vegetação rupestre heliófila do Parque Estadual de Itapuã, Viamão-RS**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.
Walker, L.R. & F.S. Chapin III. 1987. Interactions among processes controlling successional change. **Oikos 50**(1): 131-5.
Wanntorp, L.; H.-E. Wanntorp; B. Oxelman & M. Källersjö. 2001. Phylogeny of *Gunnera*. **Plant Systematics and Evolution 226**(1-2): 85-107.
Watkinson, A.R. & W.J. Sutherland. 1995. Sources, sinks and pseudo-sinks. **Journal of Animal Ecology 64**(1): 126-30.
Weathers, K.C. 1999. The importance of cloud and fog in the maintenance of ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution 14**(6): 214-5. ["cloud" e "fog" são tratados como sinônimos no artigo].
Weaver, P.L.; M.D. Byer & D.L. Bruck. 1973. Transpiration rates in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Biotropica 5**(2): 123-33.
Weltzin, J.F. & G.R. McPherson. 1999. Facilitation of conspecific seedling recruitment and shifts in temperate savanna ecotones. **Ecological Monographs 69**(4): 513-34.
Werff, H. van der. 1992. Substrate preference of Lauraceae and ferns in the Iquitos area, Peru. **Candollea 47**(1): 11-20.
West, N.E. 1990. Structure and function of microphytic soil crusts in wildland ecosystems of arid to semi-arid regions. **Advances in Ecological Research 20**: 179-223.
Whelan, S.; P. Liò & N. Goldman. 2001. Molecular phylogenetics: state-of-the-art methods for looking into the past. **Trends in Genetics 17**(5): 262-72.
Wilby, A. 2002. Ecosystem engineering: a trivialized concept? **Trends in Ecology & Evolution 17**(7): 307.
Wilkinson, D.M. 2001. Mycorrhizal evolution. **Trends in Ecology & Evolution 16**(2): 64-5.
Wilkinson, H.P. 2000. A revision of the anatomy of Gunneraceae. **Botanical Journal of the Linnean Society 134**(1-2): 233-66.
Willis, C.K.; R.M. Cowling & A.T. Lombard. 1996. Patterns of endemism in the limestone flora of South African lowland fynbos. **Biodiversity and Conservation 5**(1): 55-73.
Willis, K.J. & R.H. Whittaker. 2000. The refugial debate. **Science 287**(5457): 1406-7.
Wilson, J.B. & A.D.Q. Agnew. 1992. Positive-feedback switches in plant communities. **Advances in Ecological Research 23**: 263-336.
Windisch, P.G. 1996. Towards assaying biodiversity in Brazilian pteridophytes. **In** C.E.M. Bicudo & N.A. Menezes eds., **Biodiversity in Brazil. A first approach**. CNPq. p.109-17.
Winograd, I.J.; J.M. Landwehr; K.R. Ludwig; T.B. Coplen & A.C. Riggs. 1997. Duration and structure of the past four interglaciations. **Quaternary Research 48**(2): 141-54.
Wiser, S.K.; R.K. Peet & P.S. White. 1996. High-elevation rock outcrop vegetation of the Southern Appalachian Mountains. **Journal of Vegetation Science 7**(5): 703-22.
Withgott, J. 2000. Botanical nursing. **BioScience 50**(6): 479-84.
Zaluar, H.L.T. & F.R. Scarano. 2000. Facilitação em restingas de moitas: um século de buscas por espécies focais. **In** F.A. Esteves & L.D. Lacerda eds., **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Nupem/UFRJ. p.3-23.
Zamfir, M. 2000. Effects of bryophytes and lichens on seedling emergence of alvar plants: evidence from greenhouse experiments. **Oikos 88**(3): 603-11.
Zaú, A.S.; D.O. Sodré; D.F. Lima; D.S. Pedrosa; M.B.R. Silva & R.R. Oliveira. 1991. Dinâmica ecológica de encostas do Maciço da Tijuca (RJ). II: Aspectos abióticos. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.146.
Zohary, M. 1973. **Geobotanical foundations of the Middle East**. Gustav Fischer Verlag. v.1, p.306-20.
Zuloaga, F.O.; O. Morrone & D. Rodríguez. 1999. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. **Kurtziana 27**(1): 17-167.
Zwieniecki, M.A. & M. Newton. 1995. Roots growing in rock fissures: their morphological adaptation. **Plant and Soil 172**(2): 181-7.

Tabela 3.7 – Espécies vasculares da vegetação rupícola (VR) e das transições (Tr) entre matinha nebular e VR dos Aparados da Serra Geral (SC/RS).

VR e **Tr** = ocorrência na VR e em Tr de cada **área amostrada** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações. **N** = número de exsicatas obtidas.

Abundância da espécie na VR de cada área (escala ACORS): **s** = super-rara, raríssima, quase ausente ou muito rara, com 1-3 indivíduos ou em apenas 1 local; **r** = rara, com 4-10 indivíduos e no mínimo em 2 locais; **o** = ocasional, com 11-24 indivíduos e no mínimo em 3 locais; **c** = comum, com 25-50 indivíduos e no mínimo em 4 locais; **a** = abundante, com mais de 50 indivíduos e no mínimo em 5 locais; **?** = abundância não estimada.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Aspleniaceae	Asplenium incurvatum Fée	C	s					8
	Asplenium martianum C. Christensen	R			r		R	5
Blechnaceae	Blechnum australe L. (=B. auriculatum) - pinas basais reduzidas	IRS		o	o	?	R	9
	Blechnum binervatum (Poiret) Morton & Lellinger (=B. kunthianum,							
	=B. meridense)						C	1
	Blechnum distans C. Presl - pinas basais não reduzidas	RS			r	r		3
	Blechnum penna-marina (Poiret) Kuhn	I		s			CI	6
	Blechnum regnellianum (Kunze) C. Christensen	C RS	r		r	r	C RS	5
	Blechnum sp. - tb. Praia Grande	C S	s			?	C	3
Dennstaedtiaceae	Dennstaedtia dissecta (Swartz) T. Moore (=D. obtusifolia)						R	2
	Dennstaedtia globulifera (Poiret) Hieronymus - rup. Terra de Areia							1
	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn	CIRS	?	o	?	?	CIRS	1
Dicksoniaceae	Dicksonia sellowiana Hooker	CIRS	?	c	c	?	CIRS	1
Dryopteridaceae	Ctenitis connexa (Kaulfuss) Copeland	C	s				C	1
	Ctenitis cf. oreocharis (Sehnem) R.M. Bueno & R.M. Senna	R			s			1
	Cystopteris fragilis (L.) Bernhardi	C R	r		r		R	3
	Diplazium intercalatum Christ ou D. petersenii (Kunze) Christ	C R	r		r		C R	3
	Dryopteris wallichiana (Sprengel) N. Hylander (=D. paleacea,							
	=D. parallelogramma)	IR		r	r		I	4
	Elaphoglossum burchellii (Baker) C. Christensen	C	r					3
	Elaphoglossum edwallii Rosenstock	C	r				C	3
	Elaphoglossum jamesonii (Hooker & Greville) T. Moore	C RS	r		o	r		2
	Elaphoglossum sellowianum (Klotzsch) T. Moore	CIRS	c	o	c	?		14
	Elaphoglossum vagans (Mettenius ex Kuhn) Hieronymus	C	r					2
	Lastreopsis amplissima (C. Presl) Tindale						C	2
	Polystichum aff. lanosum Fée - com forma jovem só pinada?	I		r			I	6
	Rumohra adiantiformis (J.G.A. Forster) Ching	CIRS	o	r	r	?	CIRS	3
Gleicheniaceae	Dicranopteris linearis (Burman f.) Underwood	C	s					1
	Dicranopteris nervosa (Kaulfuss) Ching - só duas pinas	C RS	r		r	o	C S	5
	Gleichenia bifida (Willdenow) Sprengel	C S	r			r		3
	Gleichenia sp. - [G. angusta/longipes/pennigera]	CIRS	c	o	o	c		7
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum polyanthos (Swartz) Swartz - glabro	C S	r			r		8
	Hymenophyllum rufum Fée - super-piloso	C	r					3
Lophosoriaceae	Lophosoria quadripinnata (J.F. Gmelin) C. Christensen	C S	r			r	C S	2
Lycopodiaceae	Lycopodium acerosum Swartz	C	s					1
	Lycopodium alopecuroides L.	C	r				C	2
	Lycopodium assurgens Fée - baixo, amarelado	I			r		I	3
	Lycopodium sp. [Huperzia badiniana B. Ollgaard & P. Windisch]	I			r		I	2
	Lycopodium sp. [Lycopodiella camporum B. Ollgaard & P. Windisch]	C	s					1
	Lycopodium cernuum L.	C S	r			r	S	2
	Lycopodium clavatum L.						I S	3

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Lycopodiaceae	Lycopodium quadrifariatum Bory	C	s					13
	Lycopodium reflexum Lamarck	C RS	o		r	r		5
	Lycopodium thyoides Humboldt & Bonpland ex Willdenow	CI S	r	o		r	CI S	7
	Lycopodium sp. nova? [semiereto, pequeno e cinza]	I		s				2
Marattiaceae	Marattia laevis J. Smith (=Marattia kaulfussii Hooker)						C S	3
Osmundaceae	Osmunda regalis L. (=O. palustris)	S				s		1
Polypodiaceae	Campyloneurum austrobrasilianum (Alston) de la Sota	CIRS	?	r	a	?		7
	Campyloneurum nitidum (Kaulfuss) C. Presl - coriácea	IR		r	r			4
	Grammitis achilleifolia (Kaulfuss) R. & A. Tryon	R			s			2
	Grammitis sp. [Polypodium brevistipes Mettenius ex Kuhn] - só fenda	I		s				1
	Grammitis pilosissima (M. Martens & Galeotti) C.V. Morton	CI	c	r				7
	Grammitis punctata Raddi (=Cochlidium paucinervatum)	CIRS	o	r	o	r	S	6
	Microgramma squamulosa (Kaulfuss) de la Sota	IRS		r	o	r	R	4
	Niphidium rufosquamatum Lellinger	C RS	o		o	r		3
	Pleopeltis macrocarpa (Bory ex Willdenow) Kaulfuss	CIR	o	r	o			10
	Polypodium catharinae Langsdorff & Fischer	C RS	r		r	r		5
	Polypodium gregale Sehnem	R			r			1
	Polypodium hirsutissimum Raddi	CIRS	c	o	o	o	I	14
	Polypodium cf. lepidopteris (Langsdorff & Fischer) Kunze	I		r				2
	Polypodium pleopeltifolium Raddi	C R	?		?			1
	Polypodium recurvatum Kaulfuss	C R	r		r		C R	5
	Polypodium squalidum Vellozo	S				r		1
	Polypodium typicum Fée (=P. pleopeltidis Fée?)	CIRS	?	?	?	?	R	4
Pteridaceae	Adiantum pseudo-tinctum Hieronymus [+ da mata atlântica]						C R	3
	Adiantum raddianum C. Presl	CIRS	a	a	a	a	CIRS	16
	Cheilanthes cf. myriophylla Desvaux	R			s			1
	Doryopteris crenulans (Fée) Christ	RS			r	r		2
	Doryopteris pedatifida (Christ) Christ	I		o				1
	Doryopteris rivalis Sehnem	IR		r	o			5
	Eriosorus myriophyllus (Swartz) Copeland	RS			r	r	S	4
	Notholaena nivea (Poiret) Desvaux (=Argyrochosma nivea)	R			s			1
	Pityrogramma calomelanos (L.) Link	C R	r		r		C	2
	Pityrogramma tartarea (Cavanilles) Maxon	C	r					1
Schizaeaceae	Anemia anthriscifolia Schrader - tb. Terra de Areia	R			r			2
	Anemia phyllitidis (L.) Swartz	R			o			4
	Anemia tomentosa (Savigny) Swartz	IRS		o	o	o		2
Selaginellaceae	Selaginella microphylla (Kunth) Spring	CIRS	?	?	a	?		5
Thelypteridaceae	Thelypteris cf. juergensii (Rosenstock) Reed	RS			?	?		2
	Thelypteris metteniana Ching (=T. mettenii, =Dryopteris palustris)	R			r		R	1
	Thelypteris pachyrachis (Kunze ex Mettenius) Ching						C R	2
	Thelypteris aff. pachyrachis (Kunze ex Mettenius) Ching						C	1
	Thelypteris cf. rivularioides (Fée) Abbiatti	R			r			2
	Thelypteris stieri (Rosenstock) Reed	C	s				C	1
	Thelypteris torresiana (Gaudichaud) Alston	C	s				C	1
Araucariaceae	Araucaria angustifolia (Bertoloni) Kuntze - só estéril	I		s				
Acanthaceae	Justicia floribunda (C. Koch) Wasshausen (=J.pauciflora, J. rizzinii)						R	8
Amaranthaceae	Iresine diffusa Humboldt & Bonpland ex Willdenow	C RS	r		r	r		2
Anacardiaceae	Schinus polygamus (Cavanilles) Cabrera	R			s		R	4
Apiaceae	Apium leptophyllum (Persoon) F.J.H. Mueller var. latisectum							
	(Urban) Mathias & Constance	C RS	r		r	r		4
	Centella asiatica (L.) Urban	C RS	r		r	r		1
	Eryngium falcifolium Irgang - inflorescência azul, triangular	R			s			4
	Eryngium junceum Chamisso & Schlechtendal	R			r			2
	Eryngium cf. pandanifolium Chamisso & Schlechtendal - rup PG							2
	Eryngium pohlianum Urban	S				r		1
	Eryngium raulinoi Mathias & Constance	CIR	r	s	c		CI	6

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Apiaceae	Eryngium smithii Mathias & Constance	CIRS	a	a	a	a	CIRS	8
	Eryngium zosterifolium Wolff - infl. branca, às vezes azul?, cilíndrica	I S		r		r		7
	Eryngium sp. - e tb. DBF 9965	RS			r	r		3
	Hydrocotyle exigua (Urban) Malme - não peltada	CIRS	?	?	?	?		3
	Hydrocotyle cf. langsdorffii DC. - rup. PG [Praia Grande] - só estéril							
	Hydrocotyle itatiaiensis Brade	C	r					6
	Hydrocotyle pusilla A. Richard - peltada	CIRS	?	?	?	?		2
	Hydrocotyle quinqueloba Ruiz & Pavón	S				r	S	2
Apocynaceae	Mandevilla atroviolacea (Stadelmeyer) Woodson	RS			o	r	R	2
	Mandevilla pentlandiana (A.L. DC.) Woodson	R			r			1
	Mandevilla sellowiii (Müller Argoviensis) Woodson - C tubo amarelo	C R	r		a		C R	2
Aquifoliaceae	Ilex chamaedryfolia Reissek						R	5
	Ilex microdonta Reissek	S				r	IRS	30
Araceae	Anthurium gaudichaudianum Kunth	C R	r		r			2
Araliaceae	Oreopanax fulvus E. Marchal	C	r				CIRS	3
Asclepiadaceae	Asclepias campestris Decaisne	R			s			1
	Oxypetalum appendiculatum Martius	I		s			I	4
	Oxypetalum kleinii Fontella & Marquete	R			?			6
	Oxypetalum sp. nova?	C R	?		?			7
	Tassadia subulata (Vellozo) Fontella & Schwarz	I S		r		r	S	3
Asteraceae	Achyrocline alata (Kunth) DC.	IRS		r	r	s		3
	Achyrocline satureioides (Lamarck) DC.	CIRS	o	o	r	r		8
	Aspilia montevidensis (Sprengel) Kuntze	CI	r	r				3
	Aster squamatus (Sprengel) Hieronymus [DBF 7799 é duvidosa]	C S	r			r		1
	Baccharidastrum triplinervium (Lessing) Cabrera	C RS	r		r	r	R	6
	Baccharis anomala DC.	IRS		r	r	r	C RS	2
	Baccharis aracatubensis Teodoro & Hatschbach ex G. Barroso	I		s			I	4
	Baccharis brachylaenoides DC.	CIRS	r	o	r	r	CIRS	15
	Baccharis calvescens DC. - máx. 1070 m altitude	C S	o			?		10
	Baccharis curitybensis Heering	RS			r	s		5
	Baccharis aff. curitybensis Heering - sp. nova??	I		r				7
	Baccharis elaeagnoides Steudel ex Baker						R	4
	Baccharis aff. elaeagnoides Steudel ex Baker	I		s			I	4
	Baccharis erigeroides DC.	R			r			5
	Baccharis cf. erioclada DC. - microfila discolor c/ pecíolo	I		o			I	11
	Baccharis lateralis Baker - obovada, ramo jovem não seríceo	I S		r		o	I S	5
	Baccharis leucopappa DC.	CI S	?	o		?	CI S	9
	Baccharis lymanii G.M. Barroso	C R	r		r		C	8
	Baccharis megapotamica Sprengel	R			r		R	12
	Baccharis microdonta DC.	CIRS	?	?	?	?	CI	15
	Baccharis milleflora (Lessing) DC.						C	2
	Baccharis organensis Baker						CI	6
	Baccharis oxyodonta DC.	R			?		R	4
	Baccharis paranaensis Heering & Dusén	R			r		R	9
	Baccharis cf. pentodonta Malme	RS			r	r		9
	Baccharis cf. phyteumoides (Lessing) DC. - alada e c/folhas	C	r				C	3
	Baccharis retusa DC.	CI S	o	o		r	CI S	12
	Baccharis semiserrata DC.	S				s		2
	Baccharis spicata (Lamarck) Baillon	C R	r		r			5
	Baccharis tridentata Vahl	C R	?		c			7
	Baccharis trimera (Lessing) DC.	CIRS	?	?	?	?	CIRS	6
	Baccharis uncinella DC. - microfila discolor	CIRS	?	o	?	?	CIRS	14
	Baccharis sp.1 - folha filiforme [B. minutiflora, det Cabrera]	CIR	c	r	o		CIR	9
	Baccharis sp.2 - carqueja semi-áfila, poucos capítulos - sp. nova?	C	r					4
	Baccharis sp.3 - só flor estaminada	C	s					1
	Bidens pilosa L.	C RS	r		r	r		

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Asteraceae	Calea cf. pinnatifida (R. Brown) Lessing - ou C. serrata Lessing?	RS			r	r	S	2
	Calea uniflora Lessing	R			r			3
	Chaptalia cordifolia (Baker) Cabrera	IRS		s	r	s	R	5
	Chaptalia exscapa (Persoon) Baker	CI	s	s				2
	Chaptalia runcinata Kunth	CIRS	s	r	s	r		3
	Chevreulia sarmentosa (Persoon) Blake - ou C. acuminata?	IRS		o	o	?		2
	Conyza cf. blakei (Cabrera) Cabrera	I		?				6
	Conyza retirensis Cabrera	I		s				1
	Conyza sumatrensis (Retzius) E.H. Walker (=C. floribunda)	CIRS	c	c	o	?	RS	8
	Conyza sp.	S				s		1
	Dasyphyllum synacanthum (Baker) Cabrera - Praia Grande! S?						R	6
	Elephantopus mollis Kunth	RS			s	s		1
	Erechtites valerianifolia (Wolf) DC.	S				s		2
	Erigeron catarinense Cabrera	C R	r		r		C R	4
	Erigeron maximus (D. Don) DC.	S				r		4
	Eupatorium alpestre Gardner	C	s				R	2
	Eupatorium ascendens Schultz Bipontinus	R			s			4
	Eupatorium blumenavii Hieronymus						C	3
	Eupatorium bupleurifolium DC.	CI	r	r			CI	8
	Eupatorium catharinense Cabrera						R	1
	Eupatorium compressum Gardner	C	r				C	3
	Eupatorium gaudichaudianum DC.	R			r		R	9
	Eupatorium intermedium DC.	C	r				CI	7
	Eupatorium inulifolium H.B.K.	CIRS	r	s	r	r	CIR	8
	Eupatorium cf. itatiayense Hieronymus - folha lanceolada	I		r			I S	4
	Eupatorium laete-virens Hooker & Arnott						C	5
	Eupatorium laevigatum Lamarck	RS			r	r		2
	Eupatorium laxicephalum Cabrera - rup PG e Morrinhos	C RS	c		a	o		13
	Eupatorium malachophyllum Klatt - R? cf. Ule	C S	s			s	C	5
	Eupatorium pedunculosum Hooker & Arnott	RS			r	r		4
	Eupatorium picturatum Malme - flor rosada, glabro	IRS		o	o	o	IRS	9
	Eupatorium rufescens P.W. Lund ex DC.	C RS	o		o	r	C RS	4
	Eupatorium serratum Sprengel	CIRS	o	c	c	o	CIRS	15
	Eupatorium aff. spathulatum Hooker & Arnott	I		s				2
	Eupatorium subhastatum Hooker & Arnott	RS			r	o		3
	Galinsoga sp.	RS			r	r		1
	Gamochaeta americana (Miller) Weddell	IRS		?	?	?		10
	Gamochaeta falcata (Lamarck) Cabrera	I		r				1
	Gamochaeta aff. pensylvanica (Willdenow) Cabrera	R			?			3
	Gamochaeta simplicicaulis (Willdenow ex Sprengel) Cabrera	CIRS	?	?	?	?		5
	Gamochaeta aff. simplicicaulis (Willdenow ex Sprengel) Cabrera	C	?					2
	Gamochaeta cf. spicata (Lamarck) Cabrera	CI	?	?				2
	Gamochaeta aff. subfalcata (Cabrera) Cabrera [Freire: pensylvanica]	IRS		?	?	?		6
	Gamochaeta sp. [planta glandulosa; Freire: G. simplicicaulis]	R			s			1
	Gnaphalium cheiranthifolium Lamarck	S				s		2
	Hieracium commersonii Monnier	R			s			1
	Holocheilus monocephalus C. Mondin	RS			r	s		4
	Hypochaeris sp.	CIRS	c	r	o	?		2
	Hysterionica pinnatiloba Matzenbacher & Sobral	CI	s	s				2
	Hysterionica pinnatisecta Matzenbacher & Sobral	R			a			3
	Jaegeria hirta (Lagasca) Lessing	C RS	r		r	r		2
	Lucilia lycopodioides (Lessing) S.E. Freire	R			r			1
	Lucilia sp. - folha fina; estéril	S				s		
	Mikania cordifolia (L.f.) Willdenow	RS			r	r		1
	Mikania dentata Sprengel (=M. ternata)						C	1
	Mikania involucrata Hooker & Arnott	RS			r	s	R	5

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Asteraceae	Mikania lanuginosa DC.	CI	r	s			C	10
	Mikania orleansensis Hieronymus	R			r		RS	7
	Mikania paranensis Dusén	RS			r	s	C RS	5
	Mutisia campanulata Lessing - caule alado						R	3
	Noticastrum decumbens (Baker) Cuatrecasas	I		r				4
	Noticastrum sp.	S				s		3
	Pamphalea smithii Cabrera	IRS		r	r	r		7
	Perezia cubataensis Lessing	S				s		4
	Pluchea sagittalis (Lamarck) Cabrera	C RS	r		r	r		1
	Senecio brasiliensis (Sprengel) Lessing	CIRS	r	o	?	?	R	3
	Senecio conyzifolius Baker	I		r				7
	Senecio desiderabilis Vellozo	CIRS	a	a	a	a	CIRS	4
	Senecio oleosus Vellozo	I		r				3
	Senecio oreophilus Dusén	CI	o	o			CI	6
	Senecio paranensis Malme	CI S	c	c		r	CI S	9
	Senecio pinnatus Poiret	IR		o	o			4
	Senecio ramboanus Cabrera	C	o				CI	6
	Senecio subnemoralis Dusén	C RS	r		r	r	C RS	5
	Senecio sp. nova [folha triangular e coriácea]	IR		s	s		IR	4
	Solidago chilensis Meyen	CIRS	r	r	r	r		1
	Soliva pterosperma (Jussieu) Lessing	C	r					1
	Sommerfeltia spinulosa (Sprengel) Lessing	IR		r	r			3
	Sonchus oleraceus L.	C RS	r		o	?		
	Stevia claussenii Schultz-Bipontinus ex Baker	CIRS	o	c	c	o	C RS	12
	Stevia lundiana DC.	IR		r	r			4
	Tagetes minuta L.	C RS	r		o	r		1
	Trichocline catharinensis Cabrera	I		r				3
	Trixis praestans (Vellozo) Cabrera	C RS	r		o	r	C RS	3
	Verbesina sp.1 - sp. nova? - 1 capítulo grande	IRS		r	a	a	RS	5
	Verbesina sp.2 - vários capítulos, rup. Morrinhos! S?	C R	r		r		C R	3
	Vernonia catharinensis Cabrera	S				r	S	5
	Vernonia florida Gardner	C RS	o		o	r	C R	4
	Vernonia hypochaeris DC. [=V. hipochlora]	RS			r	o		3
	Vernonia nitidula Lessing	I		r			CI	5
	Vernonia quinqueflora Lessing						C	2
	Vernonia scorpioides (Lamarck) Persoon	RS			r	r		
	Vernonia tweedieana Baker	RS			r	r		1
Basellaceae	Anredera cordifolia (Tenore) Steenis	C RS	r		r	r		1
Begoniaceae	Begonia angulata Vellozo	C		s			C	3
	Begonia biguassuensis Brade	C		s			C	7
	Begonia descoleana L.B. Smith & Schubert	I S			o		o	4
	Begonia fischeri Schrank - rup Praia Grande							1
	Begonia fruticosa (Klotzsch) A.L. DC.	C		s			C	2
	Begonia isopterocarpa Irmscher	S				r		4
	Begonia itatinensis Irmscher ex Brade	C		s			C	1
	Begonia parvistipulata Irmscher	C S		r			r RS	3
	Begonia schenckii Irmscher - rup Terra Areia, Morrinhos, PG	C S		o			o CI S	14
	Begonia cf. solitudinis Brade						C	1
	Begonia squamipes Irmscher	C R		c		a	C R	4
	Begonia sp. [cf. B. schenckii x B. biguassuensis]	C		s			C	3
Berberidaceae	Berberis kleinii J.R. Mattos	I			o		I	4
Bignoniaceae	Macfadyena unguis-cati (L.) A. Gentry (=Doxantha unguis-cati)	R				r		1
	Pithecoctenium crucigerum (L.) A. Gentry (=P. echinatum)	R				r		1
	Tabebuia alba (Chamisso) Sandwith - até 1300 m	C RS	r			r	s C R	2
	Tabebuia cf. heptaphylla (Vellozo) Toledo - só estéril	R				r		
	Urbanolophium dusenianum (Kraenzlin) Melchior - rup Morrinhos							1

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Boraginaceae	Moritzia dasyantha (Chamisso) Fresenius	S				r	RS	8
Bromeliaceae	Aechmea kleinii Reitz	C	s					1
	Aechmea recurvata (Klotzsch) L.B. Smith	S				r		1
	Dyckia maritima Baker - rup. Praia Grande, SC - só estéril							
	Dyckia reitzii L.B. Smith - abundante no cânion Fortaleza	CIRS	a	o	a	r	RS	7
	Tillandsia geminiflora Brongniart	RS			o	o		1
	Tillandsia mallemontii Glaziou ex Mez	RS			r	r		1
	Tillandsia montana Reitz	C S	?			?		2
	Tillandsia stricta Solander ex Ker Gawler	RS			?	?		1
	Tillandsia usneoides (L.) L.	C R	r		r			1
	Tillandsia sp. nova? [T. aff. araujei Mez]	CIR	s	r	s		I	3
	Vriesea flammea L.B. Smith	C RS	r		r	r		1
	Vriesea friburgensis Mez	RS			?	?		1
	Vriesea cf. gigantea Gaudichaud - não alcançada	R			s			
	Vriesea platynema Gaudichaud	C RS	o		o	?	RS	3
	Vriesea rastrensis Leme	C	?				C	1
Buddlejaceae	Buddleja cestriflora Chamisso	C RS	r		r	r	RS	6
	Buddleja hatschbachii E.M. Norman & L.B. Smith - rup rio Canoas							1
	Buddleja kleinii E.M. Norman & L.B. Smith	CIR	c	?	o		CIR	5
Cactaceae	Brasilicactus graessneri (Schumann) Backeberg	CI S	r	r		s		1
	Cereus hildmannianus Schumann - rupícola no RS, 600 m altit.							
	Notocactus/Parodia sp. - esbranq, esp macio 1-2cm, slide 30.4.97	S				s		
	Rhipsalis houlletiana (Lemaire) Lemaire - achatado	RS			r	?		3
	Rhipsalis penduliflora N.E. Brown - fruto alaranjado, slide	RS			r	?		2
	Rhipsalis sulcata A.C. Weber ex Bois - segmentos grossos	C RS	?		?	o		7
	Rhipsalis sp. - flor pequena não apical, segmentos finos	RS			?	?		1
Campanulaceae	Siphocampylus betulifolius (Chamisso) G. Don	C RS	o		r	r	C S	7
	Wahlenbergia linarioides (Lamarck) DC.	C RS	r		r	r		1
Caprifoliaceae	Lonicera japonica Thunberg - naturalizada						R	
	Sambucus australis Chamisso & Schlechtendal						R	1
Caryophyllaceae	Arenaria groenlandica (Retzius) Sprengel	I		r				3
	Arenaria lanuginosa (Michaux) Rohrbach	CIRS	o	o	o	?		3
	Cerastium cf. brachypodum (Engelmann) B.L. Robinson	R			r			3
	Cerastium rivulare Cambessèdes	C	r					7
	Paronychia chilensis DC.	C R	r		r			6
	Spergula grandis Persoon	C R	r		r			2
Cecropiaceae	Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini (=C. schottii) - 800 m	RS			s	r		1
Celastraceae	Maytenus boaria Molina						R	9
	Maytenus evonymoidis Reissek - só estéril						S	
Clethraceae	Clethra uleana Sleumer	CIRS	?	r	r	s	CIRS	5
Clusiaceae	Clusia parviflora (Saldanha) Engler	R			s			1
	Hypericum brasiliense Choisy	C RS	r		o	r		12
	Hypericum caprifoliatum Chamisso & Schlechtendal - 1500 m	IR		r	r			3
	Hypericum rigidum Saint-Hilaire	C	s					2
Commelinaceae	Tinantia erecta (Jacquin) Schlechtendal - rup rio Canoas							2
	Tradescantia blossfeldiana Mildbraed - hipofilo violáceo	R			o			1
	Tradescantia aff. crassula Link & Otto - hipofilo verde	R			o			4
	Tradescantia cf. crassula Link & Otto	I		r				1
	Indet. - só estéril; bainha grande com alguns pêlos no ápice	S				r		1
Convolvulaceae	Dichondra sericea Swartz	CIRS	r	r	r	r		3
Cornaceae	Griselinia ruscifolia (Clos) Taubert	CIRS	a	a	a	a	CIRS	3
Cucurbitaceae	Melothria cucumis Vellozo	RS			s	r		1
Cunoniaceae	Lamanonia ternata Vellozo (=L. speciosa)	C RS	r		r	r	C RS	1
	Weinmannia humilis Engler	CIRS	r	r	r	r	CIRS	5
	Weinmannia paulliniifolia Pohl ex Seringe	S				r		2
Cyperaceae	Ascolepis brasiliensis (Kunth) Bentham ex C.B. Clarke	S				r		1

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Cyperaceae	Bulbostylis capillaris (L.) Kunth ex C.B. Clarke	I S		c		o		3
	Bulbostylis juncoides (Vahl) Kükenthal	I		r				5
	Bulbostylis sp.	R			r			3
	Carex albolutescens Schweinfurth	I		r				2
	Carex phalaroides Kunth	IRS		a	?	?		11
	Carex sellowiana Schlechtendal	IR		r	r			5
	Carex sororia Kunth	CI	r	r				4
	Cyperus cf. andreanus Maury	C	s					1
	Cyperus hermaphroditus (Jacquin) Standley	CIRS	r	?	?	r		4
	Cyperus cf. tener (C.B. Clarke) Osten	R			r			3
	Cyperus cf. virens Michaux/surinamensis Rottboell	C	r					3
	Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl (=F. diphylla)	C RS	r		r	r		1
	Kyllinga brevifolia Rottboell (=Cyperus brevifolius)	C R	r		r			2
	Kyllinga vaginata Lamarck (=Cyperus obtusatus)	IR		r	r			2
	Lagenocarpus triquetrus (Boeckeler) Kuntze	C	o					6
	Machaerina austrobrasiliensis M.T. Strong	CIRS	a	a	?	?	I	4
	Rhynchospora biflora Boeckeler	IR		?	?			11
	Rhynchospora cf. floribunda Boeckeler	I		r				4
	Rhynchospora polyantha Steudel	S				r		2
	Rhynchospora aff. subtilis Boeckeler	I		s				1
	Rhynchospora uniflora Boeckeler	C	s				C	3
	Scleria hirtella Swartz	S				r		1
	Scleria panicoides Kunth - rup em Praia Grande, SC							2
Dioscoreaceae	Dioscorea demourae R. Knuth - 950m	R			s			2
	Dioscorea polygonoides Humboldt & Bonpland in Willdenow	S				s		2
	Dioscorea scabra Humboldt & Bonpland in Willdenow - coriácea	RS			r	r		5
	Dioscorea subhastata Vellozo	C	s				C	5
Droseraceae	Drosera villosa Saint-Hilaire	C	r					2
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense Reitz & L.B. Smith	I		r			I	6
Ericaceae	Gaultheria bradeana Sleumer	I		r				8
	Gaultheria itatiaiae Wawra	I S		o		o	I S	8
	Gaultheria organensis Meissner - C vermelha, folha grande	C R	r		r		R	3
	Gaultheria ulei Sleumer - C branca, folha linear	C	o				C	4
	Gaylussacia brasiliensis (Sprengel) Meissner	CIRS	o	o	o	o	CIRS	12
	Leucothoe niederleinii Sleumer [=Agarista minensis]	CIRS	r	r	r	r	CIRS	12
Eriocaulaceae	Paepalanthus catharinae Ruhland	CI	r	r				7
Erythroxylaceae	Erythroxylum cuneifolium (Martius) O.E. Schulz	R			s			1
Euphorbiaceae	Acalypha gracilis Sprengel	CI S	r	s		r	I	5
	Argythamnia phalacradenia J. Ingram (=Chiropetalum phalacradenium)						R	1
	Argythamnia cf. tricocca (Vellozo) Müller Argoviensis						I	4
	Croton celtidifolius Baillon	RS			s	s		1
	Croton erythroxyloides Baillon	CIRS	?	a	a	?	CIRS	6
	Croton migrans Casaretto	CIR	a	?	a		CIR	10
	Croton pallidulus Baillon - km 6-7, folha maior que C. migrans	I		r				6
	Croton patrum L.B. Smith & R.J. Downs	I		o			I	5
	Euphorbia hirtella Boissier	R			r			2
	Euphorbia peperomioides Boissier	RS			r	r		2
	Phyllanthus caroliniensis Walter ssp. guianensis (Klotzsch) Webster	S				r		2
	Phyllanthus ramillosus Müller Argoviensis	I		r			I	4
	Sapium glandulatum (Vellozo) Pax	C RS	r		r	r	C RS	
	Sebastiania sp. - só estéril	RS			r	r		
Fabaceae - Caes.	Senna oblongifolia (Vogel) Irwin & Barneby						C R	1
	Senna sp.	RS			r	r		1
Fabaceae - Fab.	Adesmia reitziana Burkart	CI	s	a			I	5
	Adesmia rocinhensis Burkart	S				r	S	2
	Dalbergia frutescens (Vellozo) Britton (=D. variabilis)	C R	r		r		C R	2

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Fabaceae - Fab.	Desmodium adscendens (Swartz) DC.	C S	r			r		1
	Desmodium incanum DC.	RS			r	r		1
	Desmodium uncinatum (Jacquin) DC.	S				r		2
	Lonchocarpus sp. - só estéril	S				r	R	
	Machaerium stipitatum (DC.) Vogel	RS			s	s	R	1
	Medicago aff. lupulina L. - mas glabra	C	r					1
	Trifolium repens L. - naturalizada	C	r					1
Fabaceae - Mim.	Calliandra tweediei Bentham - rup no vale do rio Maquiné, RS							1
	Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze	C R	r		r			1
	Mimosa chaetosphaera Barneby - rup junto ao rio Canoas							6
	Mimosa pilulifera Bentham - C?? R??	S				r	I S	24
	Mimosa ramentacea Burkart	C	r				C	2
	Mimosa ramosissima Bentham - rup km 6-7	I		s			I	4
	Mimosa scabrella Bentham	CIRS	r	r	r	r	CIRS	4
	Mimosa taimbensis Burkart	CIRS	a	a	a	s	CIRS	9
	Mimosa sp. nova? [M. aff. macrocalyx M. Micheli]						I	2
	Pithecellobium langsdorffii Bentham	RS			s	s		1
Flacourtiaceae	Casearia cf. sylvestris Swartz	R			s			1
Geraniaceae	Geranium sp. - 2 flores, pêlos glandulares	I		r				2
Gesneriaceae	Nematanthus australis Chautems - tb. rup. no cânion Fortaleza	C R	s		r			1
	Nematanthus tessmanii (Hoehne) Chautems	R			r			1
	Sinningia allagophylla (Martius) Wiehler (=Rechsteineria spicata)	IRS		o	r	r		3
	Sinningia aff. douglasii (Lindley) Chautems - não alcançada	R			s			
	Sinningia elatior (Kunth) Chautems (=Rechsteineria stricta)	RS			o	o	R	3
	Sinningia nivalis Chautems - SC/RS	C RS	o		o	o		2
	Sinningia sp. - pedicelo longo e grosso - aff. reitzii	R			s		R	1
Grossulariaceae	Escallonia bifida Link & Otto	CIRS	c	c	c	c	CIRS	16
	Escallonia laevis (Vellozo) Sleumer	I		r			I	12
	Escallonia petrophila Rambo & Sleumer - S??	CIR	c	o	c		CIR	11
	Escallonia cf. petrophila x E. laevis						I	4
Gunneraceae	Gunnera manicata Linden	CIRS	a	a	a	a	CIRS	2
Hippocrateaceae	cf. Peritassa calypsoides (Cambessèdes) A.C. Smith - só estéril						R	
Icacinaceae	Citronella gongonha (Martius) Howard						R	5
Iridaceae	Calydorea sp.	IR		r	s			1
	Sisyrinchium vaginatum Sprengel - flor amarela, caule alado						S	2
	Sisyrinchium aff. wettsteinii Handel-Mazzetti - infl. densa, amarela	I		s				1
	Sisyrinchium sp.1 - flor amarela, isolada	C	s					1
	Sisyrinchium sp.2 - flor roxa, isolada; folha larga	I		s				2
	Sisyrinchium sp.3 - flor roxa, com espata; folha filiforme	I S		s		s		1
Juncaceae	Juncus microcephalus H.B.K.	C RS	r		r	r		6
	Juncus tenuis Willdenow var. dichotomus (Elliott) Wood	C	r					2
	Luzula campestris (L.) DC. var. ulei (Buchenau) Barros	I		r			I	8
Lamiaceae	Cunila angustifolia Bentham	C R	o		o		R	3
	Glechon discolor Epling	CIRS	o	o	c	?	CIRS	9
	Hesperozygis myrtoides (Saint-Hilaire ex Bentham) Epling	CIR	o	o	o		CIR	8
	Hyptis heterodon Epling	S				r		1
	Hyptis sp. - rup Praia Grande, 1,5-2m altura, não alcançada	R			s			1
	Prunella vulgaris L. - naturalizada	CIRS	o	r	?	?		4
	Salvia congestiflora Epling	C RS	o		o	o	C RS	6
	Salvia sp. nova - C branca [S. aff. consimilis Epling]	C R	r		r			3
	Scutellaria uliginosa Saint-Hilaire	S				s		1
Lauraceae	Ocotea pulchella (Nees) Mez						I	18
Lentibulariaceae	Utricularia reniformis Saint-Hilaire	CIRS	c	c	c	c	I	4
	Utricularia tricolor Saint-Hilaire - flor média	S				r		1
	Utricularia tridentata Sylvén - flor pequena	C	r					6
Liliaceae	Alstroemeria isabellana Herbert	I		r			I	2

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Liliaceae	Habranthus sp. - flor rosa	R			r			1
	Hippeastrum sp. - 2 flores vermelhas [Amaryllis psittacina Ker?]	IR		r	r			1
	Hypoxis decumbens L.	RS			r	r		1
	Nothoscordum sp. - flor branca	IR		o	o			3
	Zephyranthes flavissima Ravenna	IR		o	r			3
Loasaceae	Cajophora scabra (Miers) Urban	R			s		I	3
Lythraceae	Cuphea calophylla Chamisso & Schlechtendal	RS			r	r		1
	Cuphea carthagenensis (Jacquin) Macbride	S				r		3
	Heimia myrtifolia Chamisso & Schlechtendal	RS			r	r	R	2
Malvaceae	Abutilon cf. amoenum Schumann	C S	r			r		3
	Abutilon megapotamicum Saint-Hilaire & Naudin - rup Terra Areia							4
	Calyptrimalva catharinensis Krapovickas	CIR	o	o	o		CIR	5
	Pavonia sepium Saint-Hilaire	R			s			3
	Pavonia sp.	I		r				4
	Sida acuta N. Burman (=S. carpinifolia)	RS			s	s		
	Sida rhombifolia L.	C RS	r		r	r		3
Marcgraviaceae	Marcgravia polyantha Delpino	C R	s		s			1
Mayacaceae	Mayaca sellowiana Kunth - só estéril	C	r					
Melastomataceae	Leandra barbinervis (Chamisso ex Triana) Cogniaux						C	6
	Leandra catharinensis Cogniaux						R	21
	Leandra erostrata (DC.) Cogniaux	R			r		R	4
	Leandra humilis (Cogniaux) Wurdack						S	5
	Leandra laevigata (Triana) Cogniaux	C	s				C	3
	Leandra laxa Cogniaux	C	s				C	4
	Leandra macropora (Triana) Cogniaux	S				s	S	10
	Leandra planifilamentosa Brade [=L. kleinii]						S	14
	Leandra quinquedentata (DC.) Cogniaux						C	29
	Leandra regnellii (Triana) Cogniaux	S				s		4
	Leandra cf. reitzii x L. quinquedentata						C	1
	Leandra riograndensis (Brade) Wurdack	C S	r			s	I S	5
	Leandra sublanata Cogniaux						C S	9
	Leandra sulfurea (Naudin) Cogniaux						S	18
	Miconia cinerascens Miquel						C	1
	Miconia ramboi Brade	RS			s	s	RS	8
	Tibouchina clinopodiifolia (DC.) Cogniaux	C S	r			s		4
	Tibouchina dubia (Chamisso) Cogniaux	CIRS	c	c	c	c	CIRS	8
	Tibouchina herbacea (DC.) Cogniaux	S				s		3
	Tibouchina hospita (DC.) Cogniaux	I		r			I	10
	Tibouchina pilosa Cogniaux	C R	r		r		C	1
	Tibouchina ramboi Brade	CIRS	a	c	c	c	CIRS	8
	Tibouchina sellowiana (Chamisso) Cogniaux	C RS	r		r	r	C S	7
	Tibouchina versicolor (Lindley) Cogniaux	C	s					2
Menispermaceae	Cissampelos pareira L. - rup rio Canoas							2
Monimiaceae	Hennecartia aff. omphalandra Poisson						R	1
Moraceae	Ficus sp.	RS			s	s		1
Myrsinaceae	Myrsine coriacea (Swartz) R. Brown ex Roemer & Schultes	R			s		R	10
	Myrsine cf. umbellata Martius	S				s		7
	Myrsine cf. wettsteinii (Mez) Otegui	C S	r			r	CIRS	30
Myrtaceae	Eugenia uniflora L.	R			s			3
	Gomidesia sellowiana Berg	S				s	S	4
	Myrceugenia alpigena (DC.) Landrum (=M.leptorhyncha,catharinae)						I S	28
	Myrceugenia cucullata Legrand						R	6
	M. regnelliana (Berg) Legrand & Kausel (=M. ovata var. gracilis)	I			r		I	29
	Myrceugenia sp. nova [M. aff. smithii Landrum]	I			o		IR	7
	Myrcia lajeana Legrand						R	10
	Siphoneugena reitzii Legrand	IRS			s	s	IRS	7

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Onagraceae	Epilobium hirtigerum A. Cunninghan	CIR	r	r	r			4
	Fuchsia regia (Vellozo) Munz	CIRS	c	c	c	o	CIRS	42
	Oenothera parodiana Munz	R			r			15
Orchidaceae	Cranichis candida (Barbosa Rodrigues) Cogniaux	S				r		1
	Epidendrum densiflorum Lindley	C S	r			r		3
	Epidendrum secundum Jacquin	C RS	o		o	o		2
	Eulophia alta Fawcett & Rendle	S				s		1
	Habenaria gustavi-edwallii Hoehne	IR		r	r			2
	Habenaria montevidensis Sprengel	CI S	r	r		r		8
	Habenaria parviflora Lindley	C S	r			r		2
	Habenaria cf. repens Nuttall	I		r				3
	Habenaria rupicola Barbosa Rodrigues	C	r					4
	Isochilus linearis (Jacquin) R. Brown	R			r			1
	Liparis vexillifera (La Llave & Lexarza) Cogniaux	I		r				3
	Maxillaria picta Hooker	C R	o		c			2
	Octomeria umbonulata Schlechter	R			s			1
	Oncidium cf. hydrophilum Barbosa Rodrigues ?	S				r		1
	Oncidium pirarense Reichenbach f. (=O. montanum)	R			r			1
	Pelexia bonariensis (Lindley) Schlechter	C R	r		r			3
	Pelexia sp.	R			r			1
	Pleurothallis sp.						I	
	Stenorrhynchos lanceolatus (Aublet) L.C. Richard (= S. australis)	I		r				1
	Zygopetalum cf. mackayi Hooker	C	s					1
Oxalidaceae	Oxalis cf. corniculata L. - exótica	RS			s	?		1
	Oxalis geralensis Knuth	C R	c		c		C R	6
	Oxalis linarantha Lourteig	R			r		R	5
	Oxalis rupestris Saint-Hilaire	C RS	c		c	?		6
Passifloraceae	Passiflora cf. amethystina J.C. Mikan						R	1
	Passiflora caerulea L.						S	4
	Passiflora pertusa Vellozo [=P. organensis]	R			s			5
Piperaceae	Peperomia alata Ruiz & Pavón - rup. tb. Terra de Areia, RS	S				r		2
	Peperomia blanda (Jacquin) Kunth - rup. Terra de Areia, 550m							1
	Peperomia galioides Kunth	C RS	o		o	o		4
	Peperomia ibiramana Yuncker - só estéril, peltada, aren/vulc	R			r			
	Peperomia trineura Miquel - folhas verticiladas carnosas	IR		r	r		I	3
	Piper xylosteoides (Kunth) Steudel	R			r		R	10
Plantaginaceae	Plantago australis Lamarck ssp. hirtella (H.B.K.) Rahn	CIRS	o	o	o	?	S	5
	Plantago commersoniana Decaisne ex Barneoud	R			r			2
	Plantago tomentosa Lamarck ssp. tomentosa (=P. paralias)	I		r				2
	Plantago turficola Rahn	I S		r		r		6
	Plantago sp.1 [P. aff. australis?]	R			r			1
	Plantago sp.2 [P. sp. nova? ou P. australis ssp. pretoana??]	C R	o		o			4
Poaceae	Agrostis montevidensis Sprengel ex Nees	C	s					3
	Andropogon lateralis Nees	R			o			2
	Andropogon leucostachyus H.B.K.	C	s					1
	Andropogon macrothrix Trinius	CIR	r	o	r			4
	Aristida spegazzinii Arechavaleta	R			r			3
	Aulonemia ulei (Hackel) McClure & L.B. Smith	I		r			I	5
	Axonopus compressoides Valls (inédita)	I		r				2
	Axonopus compressus (Swartz) Beauvois	CI	o	r				4
	Axonopus fissifolius (Raddi) Kuhlmann	C R	r		r			2
	Axonopus siccus (Nees ex Trinius) Kuhlmann	R			r			2
	Briza ambigua Hackel	C	?					3
	Briza bidentata Rosengurtt, Arrillaga & Izaguirre - rup rio Canoas							1
	Briza calotheca (Trinius) Hackel	I S		?		?		4
	Briza aff. calotheca (Trinius) Hackel	CI	?	?				2

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Poaceae	Briza subaristata Lamarck	R			r			2
	Briza uniolae (Nees) Nees ex Steudel - km 6-7	I		r				2
	Bromus brachyanthera Döll var. brachyanthera	I S		?		?		4
	Calamagrostis longearistata (Weddell) Hackel ex Sodiro - rup PG	C RS	a		a	c		15
	Calamagrostis viridiflavescens (Poiret) Steudel - km 6-7	I S		r		r		3
	Chloris radiata (L.) Swartz (=C. pycnothrix)	R			s			1
	Chusquea leptophylla Nees						C	4
	Chusquea mimosa McClure & L.B. Smith	CIRS	?	a	a	?	CIRS	17
	Cortaderia selloana (Schultes & Schultes f.) Ascherson & Graebner	CIRS	?	?	?	?	CIRS	1
	Cortaderia vaginata Swallen	CI	?	?				1
	Danthonia montana Döll - rup tb Praia Grande	CI	o	r				4
	Deschampsia cf. flexuosa (L.) Trinius - pendente no Monte Negro	S				?		8
	Digitaria ciliaris (Retzius) Koeler	C R	r		r			3
	Eragrostis lugens Nees	I S		r		?		1
	Eragrostis polytricha Nees	I		r				1
	Eragrostis sp. - não alcançado	S				?		
	Eriochrysis cayennensis Beauvois - rup. tb. Praia Grande	S				s		1
	Festuca ulochaeta Steudel	I S		c		?		10
	Holcus lanatus L.	CIRS	r	r	o	r		2
	Imperata brasiliensis Trinius	C	r					1
	cf. Leptocoryphium lanatum (H.B.K.) Nees	R			s			1
	Melica brasiliana Arduino	I		r				1
	Melica sarmentosa Nees	RS			s	?	C S	4
	Melinis minutiflora Beauvois	R			o			1
	Muhlenbergia schreberi J.F. Gmelin	RS			r	r		3
	Oplismenus hirtellus (L.) Beauvois	RS			s	s		1
	Panicum sabulorum Lamarck	CI S	r	r		o		4
	Panicum cf. stigmosum Trinius	R			o			5
	Panicum superatum Hackel	I		r				3
	Panicum sp.1	R			r		C R	3
	Panicum sp.2	I		s				2
	Paspalum barretoi Canto-Dorow, Valls & Longhi-Wagner	I		?				2
	Paspalum dilatatum Poiret	C	r					2
	Paspalum filifolium Nees ex Steudel	I		r				1
	Paspalum inaequivalve Raddi	S				s		1
	Paspalum mandiocanum Trinius	C	o					3
	Paspalum cf. notatum Flügge	CI	o	r				4
	Paspalum paniculatum L.	C S	s			o		3
	Paspalum polyphyllum Nees ex/in Trinius	C S	o			r		4
	Paspalum urvillei Steudel - rup. também Praia Grande	C R	r		r			2
	Pennisetum latifolium Sprengel	R			?		R	2
	Piptochaetium montevidense (Sprengel) Parodi	I		s				2
	Poa annua L.	C R	r		o			2
	Poa bradei Pilger	I		r			CI	3
	Poa reitzii Swallen	C	r					3
	Polypogon elongatus H.B.K. - rup também Praia Grande	C RS	c		o	o		7
	Rhynchelytrum repens (Willdenow) Hubbard	RS			r	r		1
	Schizachyrium gracilipes (Hackel) A. Camus	I		r				1
	Schzachyrium imberbe (Hackel) A. Camus	I		s				1
	Schizachyrium microstachyum (Desvaux ex Hamilton) Rosengurtt, Arrillaga & Izaguirre	CIRS	r	r	r	r		3
	Schizachyrium tenerum Nees	CIRS	r	r	o	o		5
	Setaria parviflora (Poiret) Kerguélen (=S. geniculata)	CIRS	r	r	r	r		2
	Setaria poiretiana (Schultes) Kunth	S				r		1
	Setaria sp.	S				r		1
	Sorghastrum nutans (L.) Nash	R			r			2

continua

Tabela 3.7 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Poaceae	Sporobolus indicus (L.) R. Brown	CIRS	r	r	r	r		2
	Stipa airoides E. Ekman	R			s			2
	Stipa rhizomata A. Zanin & Longhi-Wagner	I		r				5
	Stipa sellowiana Nees ex Trinius & Ruprecht	I		s				2
Polygalaceae	Polygala brasiliensis L.	I		r				7
	Polygala campestris Gardner - folha ovada, flor roxa	CI	r	r				10
	Polygala lancifolia Saint-Hilaire & Moquin - folha grande	I		s				1
	Polygala linoides Poiret - flor roxa, folha linear comprida	I		r				2
	Polygala pulchella Saint-Hilaire & Moquin - fl. peq/esbranq., fo. linear	IR		r	r			6
	Polygala sp. - flor clara, caule meio alado, quase áfila	RS			r	r		3
Polygonaceae	Rumex sp. - não coletada	R			r			
Portulacaceae	Portulaca diegoi J.R. Mattos	I		r				2
Primulaceae	Anagallis filiformis Chamisso & Schlechtendal	I		s				3
Proteaceae	Roupala asplenioides Sleumer [PR-RS, +Mato Grosso?]	IR		r	r		CIR	4
	Roupala rhombifolia Martius ex Meissner [MG-RS, +PA?]	R			r		C R	9
	Roupala sp. - folha composta, só estéril	S				s		
Ranunculaceae	Anemone decapetala Arduino	I		r				4
	Clematis montevidensis Sprengel (=C. denticulata)						R	2
	Ranunculus bonariensis Poiret var. januarii Urban [=catharinensis?]	I		s			I	9
Rhamnaceae	Colletia exserta Klotzsch ex Reissek [=C. spinosissima Gmel.??]	R			r		R	5
Rosaceae	Acaena eupatoria Chamisso & Schlechtendal [só Schlecht., cf. IKew]	CIRS	r	r	r	r		1
	Duchesnea indica (Andrews) Focke - naturalizada						R	2
	Margyricarpus pinnatus (Lamarck) Kuntze	IR		r	o			1
	Prunus sellowii Koehne	R			r			5
	Rubus rosifolius J.E. Smith - naturalizada - R arenito	C R	r		s			1
	Rubus sellowii Chamisso & Schlechtendal	I		r				1
Rubiaceae	Coccocypselum lanceolatum (Ruiz & Pavón) Persoon	C	r					1
	Coccocypselum reitzii L.B. Smith & R.J. Downs	CIRS	o	r	r	r	CIRS	4
	Galianthe hispidula (A. Richard ex DC.) E.L. Cabral & Bacigalupo	RS			r	r		3
	Galianthe reitzii E.L. Cabral & Bacigalupo (=Borreria peruviana senso Smith & Downs)	CIR	o	o	?		C	9
	Galianthe verbenoides (Chamisso & Schlechtendal) Grisebach	S				r	S	1
	Galianthe aff. verbenoides (Chamisso & Schlechtendal) Grisebach	C	s				C	2
	Galium sp. [Relbunium cf. humilioides Porto & Ehrendorfer]	CI	c	c				6
	Galium hypocarpium (L.) Endlicher ex Grisebach	CIRS	o	c	c	?		14
	Galium sp. [Relbunium cf. longipedunculatum Mariath & Ehrendorfer]	I		r				3
	Galium megapotamicum Sprengel	R			c			5
	Galium sellowianum (Chamisso) Walpers	IRS		a	o	?		6
	Galium sp. - pêlos retrorsos	I		c				6
	Hindsia sp. nova [H. aff. glabra Schumann]	C	o				C	4
	Manettia pubescens Chamisso & Schlechtendal - C vermelha	RS			r	s	RS	2
	Manettia cf. verticillata Wernham - C branca	R			r		C R	5
	Richardia humistrata (Chamisso & Schlechtendal) Steudel	RS			r	r		2
	Rudgea parquioides (Chamisso) Müller Argoviensis	C	s				C	4
Rutaceae	Zanthoxylum kleinii (Cowan) P.G. Waterman						R	2
	Zanthoxylum rhoifolium Lamarck	RS			r	r	R	2
Santalaceae	Arjona megapotamica Malme	IRS		r	r	r		3
Sapindaceae	Allophylus edulis (Saint-Hilaire) Radlkofer	R			r		C	1
Scrophulariaceae	Agalinis cf. communis (Chamisso & Schlechtendal) D'Arcy	S				r		3
	Agalinis sp.	R			s			2
	Esterhazya splendida J.C. Mikan	C RS	o		o	o		3
	Mecardonia procumbens (Mil.) Small [Hatschbach 61242, FLOR, rupícola em Praia Grande, SC; =M. tenella da FIC]							
	Veronica sp.	R			r			2
Smilacaceae	Smilax sp.						C	1
Solanaceae	Brunfelsia cf. pauciflora (Chamisso & Schlechtendal) Bentham						R	1

continua

Tabela 3.7 - conclusão

FAMÍLIA	ESPÉCIE	VR	C	I	R	S	Tr	N
Solanaceae	Cyphomandra mortoniana L.B. Smith & R.J. Downs	RS			r	r	RS	8
	Markea longipes (Sendtner) Cuatrecasas	S				s		1
	Nicotiana forgetiana Hort. ex Hemsley	CIRS	?	r	a	o	I	3
	Nicotiana langsdorffii Weinmann - C sem lobos, pólen azul	I		r				
	Petunia sellowiana Sendtner	IRS		o	o	o		18
	Petunia serrulata L.B. Smith & R.J. Downs	R			o			2
	Physalis neesiana Sendtner	R			s			2
	Solanum americanum Miller	S				r		4
	Solanum bistellatum L.B. Smith & R.J. Downs	S				r	S	2
	Solanum cf. mauritianum Scopoli (~S. erianthum)	S				r	RS	2
	Solanum nigrescens M. Martens & Galeotti (= S. maioranthum)	RS			o	?	R	10
	Solanum pseudoquina Saint-Hilaire (=S. inaequale)	RS			r	r	R	5
	Solanum ramulosum Sendtner						R	7
	Solanum sanctae-catharinae Dunal	R			r			7
	Solanum trachytrichium Bitter	S				s		4
	Solanum variabile Martius	S				r	S	4
	Solanum aff. wacketii Witasek [S. aparadense inéd. - DBF 6900]						I	6
Styracaceae	Styrax leprosus Hooker & Arnott						R	6
Symplocaceae	Symplocos pentandra Occhioni - folha pequena, lustrosa						I	4
	Symplocos sp. [aff. tenuifolia Brand, bem diferente; filete piloso]						C	7
Theaceae	Gordonia acutifolia (Wawra) H. Keng	R			r		C	6
Tiliaceae	Luehea divaricata Martius & Zuccarini	RS			s	r		1
	Triumfetta sp.	R			r			1
Urticaceae	Boehmeria caudata Swartz	C RS	r		r	r		1
	Phenax organensis Glaziou - I?	C R	?		a		C	6
	Phenax uliginosus Weddell - 950 m	RS			r	r		3
	Pilea cf. aparadensis Brack	C S	?			?		3
	Pilea flammula Brack	C	s					2
	Pilea hilariana Weddell	C R	o		?		C	7
	Pilea hydra Brack - rup Maquiné, RS, 500 m							2
	Pilea pubescens Liebmann	C	r					3
	Pilea ulei Killip	C R	c		o			4
Valerianaceae	Valeriana catharinensis Graebner	I S		r		r	IR	10
	Valeriana reitziana Borsini	RS			s	s		2
	Valeriana scandens Loefling ex L.	C R	o		o		R	5
	Valeriana tajuvensis Sobral - rup Praia Grande, SC, e RS							1
	Valeriana ulei Graebner	CIR	a	a	a		I	11
Verbenaceae	Citharexylum solanaceum Chamisso						R	3
	Lantana megapotamica (Sprengel) Troncoso	CIRS	o	r	o	?	R	2
	Stachytarpheta cayennensis (L.C. Richard) Vahl	RS			r	r		1
	Verbena cf. dissecta Willdenow ex Sprengel	I		r				2
	Verbena cf. hirta Sprengel	I		r			I	3
	Verbena lobata Vellozo	C R	r		r			2
	Verbena sp.1						C	2
	Verbena sp.2	R			r			3
	Verbena sp.3 - rup. tb. na Serra do Faxinal, Praia Grande, SC	IRS		r	r	r	I	3
	Verbenoxylum reitzii (Moldenke) Troncoso	C RS	o		o	?	C S	3
Violaceae	Hybanthus parviflorus (Mutis ex L.f.) Baillon	CI	r	r				5
	Viola cf. subdimidiata Saint-Hilaire	CI S	r	r		r		5
Vitaceae	Cissus striata Ruiz & Pavón - folha composta	RS			r	r		2
	Cissus verticillata (L.) Nicolson & C.E. Jarvis (=C. sicyoides)	C	r					3
Xyridaceae	Xyris jupicai L.C. Richard	S				r		1
	Xyris stenophylla Alb. Nilsson	S				r		1
Winteraceae	Drimys angustifolia Miers	S				r	CIRS	8
TOTAL=113 fams.	TOTAL = 705 espécies							

capítulo 4 – Flora e vegetação das matinhas nebulares dos Aparados da Serra Geral (SC/RS)

[Abordagem não-quantitativa, revisiva, florística, fitofisionômica/ecológica, fitogeográfica (distribuição altitudinal e latitudinal; transições; endemismo) e sucessional]

Daniel de Barcellos Falkenberg & George John Shepherd

"The name is the key to knowledge. No name – no information. Wrong name – wrong information." (citada por Powledge 1998:348, atribuída a Bio-NET-International).
[O nome científico é a chave para o conhecimento. Sem o nome, não há informação. Se o nome estiver errado, a informação estará errada.]

4.1. Introdução 182
4.2. Métodos 186
4.3. Circunscrições e denominações da matinha nebular no sul do Brasil 188
4.4. Aspectos florísticos e de riqueza 195
4.5. Abundância das espécies e aspectos fitofisionômicos 211
4.6. Epifitismo e trepadeiras 215
4.7. Dispersão de propágulos 225
4.8. Distribuição altitudinal e transições com campos e turfeiras 228
4.9. Matas transicionais 231
4.10. Deciduidade foliar 235
4.11. Comentários sobre aspectos paleoecológicos e paleofitogeográficos 238
4.12. Caráter tropical ou temperado e limite meridional 248
4.13. Endemismo 252
4.14. Aspectos da sucessão secundária 255
4.15. Conclusões e perspectivas 263
4.16. Bibliografia citada 265

4.1. Introdução

A vegetação das florestas montanas tem recebido maior atenção recentemente, evidenciada por algumas publicações que abordam aspectos de sua flora, estrutura, funcionamento, aproveitamento econômico, manejo e conservação, especialmente no continente americano (Balslev 1993, Churchill *et alii* 1995, Webster 1995, Kappelle & Brown 2002), mas também nos demais (Hamilton *et alii* 1995a, Palka 1998, Kessler 1999, Schönenberger & Brang 2001). Nestas matas montanas, o aumento em altitude está geralmente associado a reduções na altura das árvores (e do dossel) e na riqueza de espécies arbóreas, as quais chegam a valores bastante pequenos nos extremos mais elevados dos gradientes altitudinais, onde geralmente desenvolvem-se matas nebulares ou matas altimontanas, muitas vezes abaixo de regiões (que nem sempre existem, como no caso de montanhas pouco altas) onde as condições abióticas impedem o crescimento de árvores ou florestas (Hueck 1972, Gentry 1988, Richards 1996, Kellman & Tackaberry 1997, Waide *et alii* 1998, Richter 2000). Ao mesmo tempo em que a estatura das árvores tipicamente diminui, também as suas folhas tornam-se menores, mais rijas e mais espessas (Foster 2001).

As "florestas tropicais higrofílicas de neblina" (ou matas nebulares) são típicas de todas as regiões tropicais montanhosas, favorecidas por climas extremamente úmidos, mesmo que mais frios em função da altitude, embora não sejam relacionadas com uma altitude definida, que pode variar entre 1000 e 2500 m ou mais (Walter 1986). Estas matas frias de neblina, com suas árvores carregadas de gotas de água na neblina condensada e também sujeitas geralmente a freqüentes chuvas orográficas, diferem das florestas pluviais tropicais quentes pelo grande número de musgos epifíticos pendentes de todos os ramos (parecendo cortinas) e pela abundância de samambaias himenofiláceas (cobrindo ramos e troncos) e arborescentes (xaxins), além dos licopódios (Walter 1986). A profusão de epífitos é a característica comum a todas as matas de neblina, onde, com o aumento da altitude, diminui o número de angiospermas

epifíticas e aumenta muito o de criptógamas epifíticas (Walter 1986) e a massa de briófitas (Schofield 1985, Frahm & Gradstein 1991).

As matas nebulares podem ser definidas como todas as florestas que são freqüentemente cobertas por neblinas (Fotos 13-6 e 40) ou nuvens, recebendo assim umidade adicional à da chuva, pela captura e/ou condensação de gotículas d'água (precipitação horizontal), que influenciam o regime hidrológico, balanço de radiação e vários outras parâmetros climáticos, pedológicos e ecológicos (Stadtmüller 1987). Uma definição mais extensa é dada por Hamilton *et alii* (1995b:3).

Stadtmüller (1987:29-35) usa um capítulo inteiro para revisar as denominações e classificações adotadas para as matas nebulares, abordando expressões inglesas, espanholas, alemãs e outras; ele trata separadamente as "elfin woodlands" (matas anãs), que freqüentemente formam o limite superior das matas nebulares, mas conclui que devem ser incluídas dentro das matas nebulares, pois a maioria está sujeita às densas e freqüentes neblinas, que desempenham importante função ecológica, exatamente o que caracteriza as matas nebulares. Beard adota a expressão "elfin woodland" e seus sinônimos "mossy woodland", "mossy forest", "montane woodland" e "elfin thicket" (dossel com apenas um estrato arbóreo, de até 10 m de altura) para uma das 9 (Beard 1944) ou 6 (Beard 1955) formações montanas que reconheceu, mas outra delas é a que denomina "cloud forest" ou "mata nublada" ou "montane rain forest", que possui um porte bem mais alto (20 m) e 2 estratos arbóreos, que poderia corresponder a (ou se aproximar de) boa parte da mata atlântica de encosta em SC e no RS (como as estudadas por Jarenkow 1994, Citadini-Zanette 1995), se considerarmos a estatura, mas o número de estratos arbóreos parece uma característica sujeita a diversas interpretações. As matas nebulares correspondem às matas altimontanas e subalpinas de Frahm & Gradstein (1991).

A expressão "mata nebular" ou floresta nebular equivale à inglesa "cloud forest", às alemãs "Nebelwald" e "Wolkenwald", às espanholas "bosque nublado" ou "selva nublada" e à francesa "forêt de nuage", que parecem ser as mais usadas na maioria das áreas onde ocorre este tipo de mata (Stadtmüller 1987). São as expressões mais simples e de idêntico significado, referindo-se à importante (e muito chamativa) ocorrência de névoas envolvendo as florestas freqüentemente. Esta simplicidade torna sua delimitação bastante ampla, fazendo com que matas muito diferentes sejam assim tratadas, pois não há menção ou restrição à altitude, composição florística, fisionomia, fenologia, ao relevo, tipo de solo, tamanho de folhas, à zona latitudinal e nem a qualquer outro aspecto climático, indiretamente considerados menos destacados (mas não necessariamente menos importantes) que a cobertura de neblina. Diversas outras expressões incorporam aspectos considerados mais importantes por outros autores e que geralmente restringem a amplitude do nome e, muitas vezes, pela não utilização do aspecto "nebular", acabam igualando este tipo de mata a outros onde a neblina não ocorre ou é rara. É o caso de expressões como matas montanas, pluviais, higrófilas, tropicais, de encosta, perenifólias, etc., e infindáveis sinônimos, ou combinações destes e de outros termos, que podem ser esclarecedoras sobre certos aspectos da floresta, mas não destacam a importância da nebulosidade, além de algumas expressões não serem práticas, em função de um tamanho muito grande.

Como a ocorrência freqüente de neblinas geralmente depende de montanhas relativamente altas, a expressão "mata nebular" quase sempre está associada a florestas perenifólias montanas tropicais úmidas de certa altitude. Considerando que tais informações estejam implícitas na expressão, e que a cada caso em que a mata difira desta situação deverá haver menção ao aspecto peculiar (altitude muito baixa, etc.), muitos autores, entre os quais nos incluímos, acreditam que tal expressão seja suficientemente clara e concisa para ser usada. Adotamos o diminutivo "matinha", constantemente usado por Rambo (1949b, 1951a, 1951b:80, 1953b, 1956a), para enfatizar a reduzida estatura da floresta, que muito freqüentemente é destacada em outros idiomas por termos como "elfin", "dwarf", "Krummholz", "baja", "enana", acrescidos à expressão normal (cf. Stadtmüller 1987). Hamilton *et alii* (1995b:4) oferecem uma lista de outros nomes em vários idiomas adotados para as matas nebulares. A partir daqui, trataremos a **matinha nebular** como **MN** ou, se plural, **MNs**, correspondendo ao "elfin woodland" de Beard (1944, 1955) e à MN de Rambo.

É impossível definir limites altitudinais universalmente válidos para a ocorrência das matas nebulares nos trópicos úmidos, e nem mesmo a faixa altitudinal como função da latitude pode ser precisamente determinada (Stadtmüller 1987), embora seja bem conhecido que as faixas vegetacionais decrescem em altitude a partir do equador para as zonas de maior latitude (Frahm & Gradstein 1991). A faixa de densa cobertura nebulosa geralmente é encontrada entre 1200 e 2500 m de altitude, mas em

muitos casos pode atingir mais de 3000 m ou iniciar abaixo de 1000 m (Stadtmüller 1987). Webster (1995) considera 1000 e 3000 m como os limites típicos das matas nebulares neotropicais, mas admite considerável variação local e regional em tais limites, que Weaver (1995) afirma serem 500 e 3900 m. Eles dependem da estrutura da troposfera, das condições de umidade e temperatura do ar, do comportamento dos ventos, da altitude e volume das montanhas, da distância do oceano, da temperatura superficial desta água e das correntes aí dominantes (Stadtmüller 1987). Na África, junto à linha equatorial, há matas nebulares em altitudes de 3200 a 4000 m e com um grande desenvolvimento (até mais de 20 m de altura; Lush 1995). As matas nebulares andinas chegam até 4000 m de altitude nas encostas orientais do Equador e da Bolívia, enquanto estendem-se entre 1700 e 3500 m nas encostas ocidentais da Colômbia e do Equador (Ataroff & Rada 2000). A superfície do planeta ocupada por matas nebulares foi estimada em cerca de 500.000 km^2 (Stadtmüller 1987, Weaver 1995).

O microclima das matas nebulares é muito influenciado pela combinação da elevada umidade relativa do ar com a precipitação horizontal; estes 2 elementos, muito freqüentemente associados com temperaturas baixas, deixam estas matas quase permanentemente úmidas (Stadtmüller 1987, Frahm & Gradstein 1991). No entanto, a precipitação pluviométrica nelas é bastante variada em escala global, entre 500 e 10.000 mm/ano (Hamilton *et alii* 1995b); para Webster (1995), é geralmente entre 2000 e 4000 mm/ano, mas pode ficar entre 1000 e 2000 mm em zonas de menor temperatura (e concomitante menor taxa de evapotranspiração). A precipitação horizontal tende a ter menor pH que a chuva, o que poderia estar associado aos baixos valores de pH do solo e ainda influir bastante sobre as superfícies vegetais e especialmente nas folhas (Stadtmüller 1987). Esta alta umidade favorece a "invasão por liquens e briófitas" epifíticas, incluindo uma grande ocorrência de hepáticas epifilas, que causam sérios danos à vegetação, por cobrirem e escurecerem os limbos e por efeitos destrutivos sobre a cutícula, prejudicando seriamente as folhas invadidas (Grubb 1977b). Parte desta elevada umidade atmosférica é retida e muito gradualmente liberada pelos epífitos, que em geral possuem grande capacidade de armazenamento (Veneklaas *et alii* 1990, Bruijnzeel & Proctor 1995).

Nos trópicos americanos, diversos tipos de mata nebular ocorrem em diferentes latitudes e são distinguidos por suas composições florísticas e fisionomias: matas nebulares com *Quercus* da "Terra fria" centro-americana, matas nebulares montanas das Antilhas, matas nebulares da "Cordilheira da Costa" venezuelana, matas nebulares das terras altas das Guianas e as matas nebulares dos Andes (I. Roth 1990), as 4 últimas aparentemente reconhecidas também por Prance (1989), embora praticamente sem caracterizá-las.

Hueck (1972), naquela que talvez seja ainda hoje a melhor abordagem sobre as matas brasileiras e mesmo sul-americanas, reconhece pelo menos 4 tipos ou áreas de ocorrência de matas nebulares na América do Sul: 1) as "matas de mirtáceas" da floresta tucumano-boliviana (no N da Argentina e S da Bolívia), 2) as matas de "ceja" da encosta oriental dos Andes (na Bolívia, no Peru e Equador), 3) as "matas andinas" (na Colômbia) e "matas de neblina" (na Venezuela) da floresta de altitude do norte dos Andes, 4) as matas úmidas de neblina da "mata pluvial costeira" (no Brasil), que ele caracteriza tanto climática quanto vegetacionalmente. Ele descreve também alguns tipos de mata no extremo sul da América, com *Araucaria araucana* e/ou *Nothofagus*, mas não os considera nebulares, embora haja freqüentes neblinas em alguns (p.374); eles possuem certa relação com as MNs sul-brasileiras, como já discutia Rambo (1951a:32, 1953b, 1958a).

A distribuição geográfica das matas nebulares neotropicais, mencionada por Hueck (1972), Rzedowski (1978, 1996), Stadtmüller (1987:26), Prance (1989), I. Roth (1990), Brown (1995a,b) e Luna *et alii* (1999), mostra o caráter disjunto ou naturalmente fragmentado destas ocorrências, atribuível ao seu estabelecimento em regiões topograficamente complexas (Young & León 1995) e com grande heterogeneidade ambiental e altitudinal, o que também é muito evidente nas MNs sul-brasileiras e na distribuição descontínua das MNs catarinenses, mostrada no mapa de Klein (1978). Já Luna *et alii* (1999), pelo menos para as matas nebulares mexicanas, hipotetizam a divergência de 5 grupos de florestas a partir de uma suposta mata com distribuição contínua anteriormente, e onde grandes mudanças climáticas teriam determinado os eventos de isolamento que induziram sua fragmentação nas atuais "ilhas". Este modelo vicariante obviamente se diferencia muito das abordagens dispersalistas que predominam nos estudos e nas hipóteses sobre a origem desta distribuição disjunta da grande maioria das matas nebulares neotropicais; no entanto, pelo menos para o caso acima, parece muito pouco convincente.

Webster (1995) considera que as matas nebulares neotropicais ocorrem entre 23°N (México, onde estão isoladas e rodeadas por vegetação xérica) e 25°S (Argentina e Chile, onde ocorre uma transição gradativa para matas úmidas temperadas). Ele citou a descrição de Hueck sobre as "matas de mirtáceas" que atingiriam 27-28°S, mas não acredita que as matas nebulares no "senso usual" ultrapassem os 25°S, embora não justifique o motivo de tal suposição, o que nos impede de compreender o que ele entende por "senso usual" e por que as MNs sul-brasileiras não seriam matas nebulares para ele. Webster reconhece a existência de matas nebulares no sudeste brasileiro, nos "picos mais altos da Serra do Mar", mas afirma que elas são pobremente conhecidas, exceto as do Itatiaia, e as considera periféricas. Ele pareceu desconhecer todos os trabalhos de Rambo sobre os Aparados da Serra Geral, que poderiam orientá-lo melhor sobre o verdadeiro limite meridional das matas nebulares neotropicais e evitariam que cometesse tal erro em sua importante revisão.

No Brasil, as florestas montanas da mata atlântica têm recebido alguma atenção dos botânicos, mas as matas nebulares (ou de neblina) ou das maiores altitudes parecem estar bastante relegadas, pois a única tese de doutorado desenvolvida sobre elas é a de Roderjan (1994), e mesmo outros tipos de trabalho envolvendo estas matas também são extremamente raros. Dos livros que tratam da vegetação florestal brasileira até a década de 70, a maioria praticamente ignorou as MNs, como é o caso de Lindman (1906), Wettstein (1970:94), Sampaio (1945), Romariz (1964, 1974), Joly (1970) e Ferri (1980).

A região dos Aparados da Serra Geral corresponde às margens do lado leste do Planalto Sul-Brasileiro (ou das Araucárias), no sul de SC e nordeste do RS, onde a Serra Geral apresenta escarpas muito íngremes ou mesmo paredões rochosos verticais de centenas de metros de altura (Rambo 1948), que estendem-se ao longo de uma estreita faixa, com orientação NE-SW, que inclui todas as maiores altitudes do RS e de SC; seus limites latitudinais distam 185 km em linha reta e situam-se entre 27°48' e 29°21'S, e os longitudinais estão entre 49°15' e 50°10'W. A vegetação regional é constituída principalmente pelas duas maiores formações florestais sul-brasileiras, a mata tropical atlântica de encosta e o pinhal planaltino. Entre estas, localizam-se outras formações bem mais restritas em superfície ocupada, como a MN (o extremo superior do gradiente altitudinal da Mata Atlântica na região), que é um tipo de mata localizado geralmente entre pinhal e mata de encosta, bem como os campos seco e úmido, banhado e turfeira (os 3 últimos não facilmente diferenciáveis), em geral entremeados com os pinhais no planalto, além da vegetação rupícola (**VR**), que ocupa porções serranas mais íngremes e ainda não dominadas pelas matas.

Rambo (1949b, 1953b, 1956a), Hueck (1972) e Klein (1978, 1981b) apresentaram boas, mas breves, caracterizações da vegetação da MN, e Falkenberg & Voltolini (1995) detalharam um pouco mais a flora e vegetação desta formação. A fisionomia das MNs tem sido brevemente descrita em alguns trabalhos de classificação dos tipos da vegetação sul-brasileira, como Klein (1978), mas a sua flora praticamente só foi estudada por Balduíno Rambo na década de 50, sem que tenha sido publicada uma listagem dela até o momento. Rambo (1956a) cita 29 espécies como provavelmente exclusivas da MN (mas diz citar 27) e inclui cada uma das 742 fanerógamas dos Aparados do RS em apenas uma das 5 formações vegetacionais das áreas mais altas, provavelmente a que ele considerasse que a espécie tivesse maior ocorrência ou onde a espécie teria se originado. Baptista *et alii* (1979) referiram 609 espécies vasculares para o Parque Nacional de Aparados da Serra, diferindo da abordagem de Rambo pela inclusão de pteridófitas e espécies da mata atlântica de encosta, mas repetindo a indicação de cada espécie para apenas um dos 6 tipos de vegetação reconhecidos e citando 19 espécies para a MN. Bueno & Senna (1992) citam 50 espécies de pteridófitas para uma mata com araucária deste Parque, localizada na borda dos Aparados e também sujeita a densas e freqüentes neblinas.

Teixeira & Coura Neto (1986) poderiam ter feito o mais completo trabalho sobre a localização e a flora da MN dos Aparados, usando a metodologia longamente desenvolvida pelo Projeto Radambrasil (Lima 1979). No entanto, adotaram o enfoque predominantemente dendrológico de Klein (assessor do trabalho), incluindo uma lista de espécies "arbóreas" baseada em Reitz *et alii* (1978, 1983), mas sem usar a constatação de Veloso & Klein (1968:129) de que existem duas formações florestais distintas nesta porção da Serra Geral, a "mata pluvial da encosta atlântica" e a "matinha nebular", além do pinhal planaltino (Rambo 1956a). Teixeira & Coura Neto (1986) tratam a MN ora como floresta ombrófila densa alto-montana (p.567-74), ora como parte da floresta ombrófila mista alto-montana (p.588-93), o que impossibilita uma compreensão da sua real composição florística (mesmo considerando apenas as arbóreas analisadas por tal estudo), além da sua localização no mapa ser deficiente, o que é até certo ponto compreensível, em virtude das dificuldades relacionadas à escala empregada no mapeamento, mas que

foram muito acentuadas em função da inadequada classificação vegetacional adotada, que será tratada na seção 4.3.

Uma fonte de informações sobre as árvores da MN em SC poderia ser Péllico Netto (1984), mas isto foi impossibilitado pela inexistência de amostragem na área de ocorrência desta formação (p.121), fruto de um planejamento equivocado, que não seguiu uma correta "estratificação tipológica" (senso Pélico Netto & Brena 1997:133) e nem o mais básico princípio da amostragem, que é a representatividade; Klein (1978) já fornecera uma excelente base para a compreensão dos principais tipos florestais catarinenses, mas os executores deste inventário a ignoraram, além de citarem incorretamente os nomes científicos de inúmeras espécies.

Dezenas de espécies de plantas vasculares são endêmicas dos Aparados, a maioria geralmente pouco conhecida e muitas encontradas especialmente nas MNs, formação vegetacional ainda não estudada detalhadamente no sul do Brasil. Inclusive, as MNs dos Aparados representam o limite meridional deste tipo de vegetação no continente americano, o que amplia consideravelmente a importância de um adequado conhecimento sobre elas. Este capítulo pretende fazer um levantamento florístico destas MNs, o primeiro para o sul do país, e mostrar alguns aspectos ecológicos e fitogeográficos. Buscamos, também, discutir se é possível e/ou recomendável reconhecer as MNs como distintas de outras formações florestais, questão que se justifica por as MNs serem provavelmente o tipo de vegetação mais nebuloso e confundido no sul do Brasil.

A maioria dos trabalhos sobre florestas restringe-se às espécies arbóreas, o que representa uma "subvalorização do coletivo florístico não-arbóreo" (Amigo & Quintanilla 2000); poucos estudos apresentam levantamentos florísticos completos (Gentry & Dodson 1987a), como o mostrado neste capítulo, e permitem comparações mais amplas com as matas de outras regiões. Além disso, a baixa estatura das árvores das MNs deixa o botânico relativamente próximo de todos os tipos de indivíduos, inclusive epifíticos, arbóreos e trepadores, permitindo identificações sem tão grandes dificuldades de obtenção ou observação de indivíduos muito elevados, e junto com a riqueza relativamente pequena da MN, faz dela a floresta ideal para análises informais (ou não-quantitativas) da abundância de cada espécie, por exemplo.

4.2. Métodos

Um sistema de estações de coleta, já usado há mais de meio século por Rambo (1956a) dentro de "um plano estratégico para o levantamento completo" de uma flora regional, e repetido por Reitz (1965) para todo o estado de SC e por Klein (1979, 1980) para o Vale do Itajaí, foi adotado também por nós. Estabelecemos 4 estações ou áreas de amostragem florística, na Serra do Corvo Branco (municípios de Urubici e Grão Pará), no Morro da Igreja (Urubici; Fotos 9-11 e 36-9), na Serra do Rio do Rastro (Bom Jardim da Serra e Lauro Müller; Fotos 12-5 e 40-4) e na Serra da Rocinha (São José dos Ausentes, RS, e Timbé do Sul, SC; Foto 18), as 3 primeiras em SC e a última na divisa SC/RS (ver detalhes das áreas no cap. 2), que foram mensalmente percorridas e fotografadas, as 3 primeiras durante 2-3 anos e a última durante um ano, tendo-se obtido centenas de slides de espécies e dos principais aspectos da vegetação das MNs e coletado cerca de 2500 amostras de suas plantas vasculares, a grande maioria com várias duplicatas. O material vegetal foi herborizado e sofreu secagem em estufa a 60°C, sendo incorporado ao Herbário FLOR, do Departamento de Botânica da UFSC, onde foi identificado, com auxílio de estereomicroscópio e bibliografia taxonômica, além de comparação com exsicatas dos Herbários FLOR, HBR, ICN, PEL, MBM, HAS, UEC (onde foi depositado um conjunto de duplicatas de nossas coletas) e PACA. As famílias e os gêneros de pteridófitas seguiram Tryon & Tryon (1982), e as famílias de angiospermas foram circunscritas de acordo com Cronquist (1981), exceto Fabaceae, considerada em seu senso mais amplo e tradicional, com 3 subfamílias. Para maiores detalhes, ver o cap. 2.

Devido à grande confusão em torno do que podem ser as MNs (ver próxima seção), decidimos amostrar nesta tese apenas as florestas que pudéssemos considerar "típicas" MNs, ou seja, que não tivéssemos qualquer dúvida sobre o seu enquadramento, baseando-nos nas caracterizações apresentadas por Rambo (1949b, 1953b, 1956a), Hueck (1972) e Klein (1978, 1981b), que foram tomadas como parâmetro para nossa escolha das áreas e comunidades a analisar. Com isto, quisemos ter um detalhamento das MNs mais "típicas", e deixamos de lado algumas áreas e vegetações que consideramos menos compatíveis com as pequenas caracterizações disponíveis sobre a MN. Também optamos por dar uma ênfase muito maior às MNs ocorrentes no alto dos Aparados, já na área do planalto ou junto a ele, do

que às encontradas nas escarpas de várias altitudes. Isto se deveu tanto à maior facilidade de acesso para as primeiras quanto à maior possibilidade de retorno para coleta de indivíduos encontrados inicialmente em estado estéril, o que consideramos indispensável no início dos trabalhos, quando nosso conhecimento da flora era muito inferior.

Utilizamos 2 critérios (número de locais de ocorrência e número de indivíduos adultos observados) para a classificação das espécies em 5 classes de abundância (adotada não como sinônimo de densidade, que é o sentido de Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:67, Krebs 1989:11, e sim no de Kent & Coker 1998:45-50), correspondentes à escala **acors**, adaptada a partir da escala ACFOR de Kent & Coker (1998:45): **a**bundante (**a**, com mais de 400 indivíduos e no mínimo em 5 locais), **c**omum (**c**, com 101-400 indivíduos e no mínimo em 4 locais), **o**casional (**o**, com 25-100 indivíduos e no mínimo em 3 locais), **r**ara (**r**, com 6-24 indivíduos e no mínimo em 2 locais) e **s**uper-rara ou raríssima ou quase ausente ou muito rara (**s**, representada por ou 1-5 indivíduos ou encontrada em apenas 1 local), considerando somente locais de MN. Esta classificação busca integrar dois aspectos básicos, o tamanho da população de adultos de cada espécie e a sua distribuição espacial, sendo este último critério predominante em relação ao primeiro nas classes **acor** quando os 2 valores de cada espécie indicassem classes diferentes.

A precisão desta classificação não é a mesma para todas as espécies; provavelmente é menor para as mais raras ou menos observadas, e também há problemas devido à subjetividade envolvida na determinação do número de locais e do que é considerado "um local", mas ela permite termos de comparação importantes, no nível semiquantitativo (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:60, Valentin 2000:21) em que é proposta. A área de um "local" foi proporcional ao tamanho dos indivíduos de cada espécie considerada, correspondendo a cerca de 30-40 vezes o tamanho de um indivíduo adulto. Os limites e a amplitude de cada classe são maiores que nas classes da VR (cap. 3), em função da maior superfície de MN explorada em cada área e da naturalmente mais densa vegetação desta. As espécies (ou sua abundância em alguma área) sem uma estimativa confiável foram indicadas com **?**, representando 4-15% das espécies nas áreas catarinenses, mas atingindo 37% na Serra da Rocinha, o que reduz a confiabilidade na distribuição da abundância das espécies desta área.

As formas de vida, ou tipos biológicos ou hábitos ou formas de crescimento (não aceitamos a proposta de Barkman 1988 de diferenciar estas categorias, já que, como ele mesmo admite, muitos as consideram combinadamente ou como sinônimos, como fazem Shmida & Burgess 1988, na mesma obra), seguem uma categorização mais útil e simples que o sistema de Raunkiaer, e comprovadamente de grande valor prático (Körner 1993), embora com alguma sobreposição entre os tipos adotados. Consideramos isto um problema menor, diante da inexistência de um sistema de classificação de hábitos de ampla aceitação e da pequena utilidade do de Raunkiaer (cujo nome é quase sinônimo de forma biológica) para a vegetação tropical (Ewel & Bigelow 1996), pois este sistema, como qualquer outro baseado em um único critério, não oferece um agrupamento com significado funcional para uma ampla gama de ambientes (Körner 1993).

Reconhecemos as mesmas 5 formas de vida de Hartshorn & Hammel (1994) e Cano *et alii* (1995), embora as circunscrições sejam um pouco diferentes: **árvores** (mais de 4 m de altura ou pelo menos um ramo com no mínimo 5 cm de DAP) e **arbustos** (1,5-4 m de altura e menos de 5 cm de DAP) são plantas lenhosas, terrícolas, cujos caules não necessitam de apoio para suportar as copas; **ervas/subarbustos** são plantas terrícolas, eretas ou arqueadas ou prostradas, de até 1 m de altura ou comprimento, inclusive graminóides e pteridófitas; plantas terrícolas entre 1 e 1,5 m são definidas em função das ramificações, tamanho da copa e lenhosidade, como arbustos ou subarbustos, mas a distinção é imprecisa; **trepadeiras** (=lianas) são plantas lenhosas (Schnitzer & Bongers 2002) ou também herbáceas (Schnell 1970, Kim 1996), terrícolas, cujos caules não conseguem suportar eretos ou sem apoio os ramos apicais, podendo ser volúveis ou portadoras de gavinhas ou simplesmente apoiadas (não encontramos espécie que trepasse por meio de raízes aéreas), com caule maior que 1 m; **epífitos** são todas as plantas que se desenvolvem sobre o tronco ou ramos de outra e cujo sistema radicular geralmente não chega ao solo.

Os epífitos são um tipo de forma de vida reconhecido por vários autores e até mesmo por Raunkiaer (Braun-Blanquet 1979:139), mas considerá-los como um dos 5 tipos biológicos do parágrafo anterior pode não ser a alternativa teoricamente mais recomendável, já que epífitos são quaisquer plantas que vivam sobre outra, sejam herbáceas ou lenhosas, podendo ser na verdade de qualquer um dos outros 4 tipos de hábito citados. Ou seja, o critério para inclusão como epífito baseia-se unicamente no substrato usado por uma planta, sem qualquer importância das características morfológicas dela, as quais são o

critério usado para a diferenciação dos 4 outros tipos biológicos. Porém, já há grande tradição de reconhecer os epífitos como um componente distinto ou um tipo de comportamento diferenciado de todas as plantas terrícolas, e optamos por manter isto, mesmo tendo que sacrificar alguma coerência teórica.

Para as espécies epifíticas, fizemos ainda outra avaliação que considerou a sua abundância apenas neste hábito, usando critérios não-numéricos. Nelas, reconhecemos 5 categorias epifíticas: **An** = acidental não-reprodutiva, para espécies que possuíam indivíduos epifíticos apenas jovens; **Ar** = acidental reprodutiva, para espécies normalmente terrícolas, mas que apresentaram poucos indivíduos adultos e/ou reprodutivos como epífitos; **Fa** = facultativa, para espécies com indivíduos adultos tanto terrícolas quanto epífitos, em proporção semelhante; **Ha** = habitual, para espécies que possuíam a maioria de seus indivíduos adultos como epífitos; **He** = hemiparasita, para espécies com indivíduos epifíticos fotossintetizantes que retiravam parte da seiva dos seus hospedeiros; todas as espécies das 4 primeiras categorias não eram parasitas. Em alguns casos de dúvida quanto à categoria da espécie epifítica, incluímos um ponto de interrogação (**?**), para indicar esta falta de certeza.

A maioria das árvores poderia ser considerada como arvoreta, por ter altura inferior a 8 m, mas muitas possuíam troncos com diâmetros superiores a 30-40 cm, que não combinam com o esperado para arvoretas, o que nos fez juntar todas numa forma apenas. O enquadramento de xaxins adultos e taquaras também é problemático, mas a criação de classes especiais para tão poucas espécies não pareceu recomendável. A nossa definição do hábito de cada espécie baseou-se na sua forma adulta mais comum na região estudada, já que algumas espécies apresentaram mais de um hábito (indivíduos arbustivos e outros arbóreos, por exemplo; ou alguns epifíticos e outros terrícolas).

4.3. Circunscrições e denominações da matinha nebular no sul do Brasil

A terminologia vegetacional oferece dificuldades ainda não totalmente solucionadas pelos botânicos e fitogeógrafos, e que eventualmente se agigantam com o surgimento de novas propostas ou tentativas de conceituação e/ou classificação. Neste sentido, rejeitamos totalmente algumas definições propostas por Gubert Filho (1993), como a sua diferenciação entre floresta primitiva ("nunca explorada") e primária (que sofreu "algum tipo de perturbação"), que contraria tudo o que já se escreveu sobre o tema, e especialmente sua diferenciação entre mata (que "por si só, indica presença de poucas espécies e uma relativa homogeneidade da associação") e floresta ("muito mais complexa e heterogênea"), que também vai contra uma longa e lógica tradição de considerá-las sinônimas (por exemplo, Lindman 1906:175; Rizzini 1963:28, 1979:15; Rodrigues 2001; entre inúmeros outros). Em relação à segunda diferenciação, é possível que Gubert Filho tenha tentado se basear nas afirmações de Veloso *et alii* (1991:45) e Veloso (1992:11) sobre floresta, que a definem como dominada por "fanerófitos de alto porte, com quatro estratos bem definidos", e consideram "**não florestal**" (negrito nosso) a formação que tiver domínio de microfanerófitos (Veloso *et alii* 1991:48) [plantas entre 5 e 20 m de altura] ou possuir apenas 2 ou 3 estratos, o que implica dizer que as matas atlânticas estudadas por Jarenkow (1994) e Citadini-Zanette (1995) não são florestas, já que são dominadas por árvores com menos de 20 m de altura (ver cap. 5), e o mesmo ocorre com as MNs aqui tratadas.

Definições deste tipo, desprovidas de análise crítica, em nada contribuem para um avanço da ciência florestal ou ecológica, e infelizmente não são raras nas obras criticadas no parágrafo anterior. Ururahy *et alii* (1983:577) definem floresta como "todo agrupamento dominado por 4 estratos arbóreos (fanerófitas)", o que também é inadequado, mas, no detalhamento que fazem posteriormente, incluem arbustos e "plântulas da regeneração arbórea" como o último destes estratos; com isto, para uma vegetação ser considerada florestal por eles, ela teria que ter 2 estratos de árvores e um de arvoretas, além do último já citado, o que ainda não parece uma boa definição.

Num outro extremo, que talvez seja até exagerado, Leuschner (1996), seguindo sugestão de Ellenberg, diferencia floresta (vegetação lenhosa acima de 2 m de altura) de escrube (menos de 2 m), considerando a existências de florestas baixas ("stunted") com 2 a 5 m de altura do dossel. Hering (1994:17) também tenta diferenciar floresta ("a comunidade arbórea", atribuindo isto a Aciesp 1987, mas aparentemente fazendo uma interpretação errada, pois tal obra trata mata e floresta como sinônimos) e mata ("com uma conotação mais genérica de biota, de comunidade vegetal e faunística"), no nosso entender sem clareza e necessidade. Também Garneau (1992) não é feliz em sua tentativa de caracterizar formações vegetacionais, utilizando mata (comunidade arbórea com mais de 8 m de altura) e floresta ora como distintas, ora como sinônimas, e ainda aumentando a confusão com o uso alternado dos termos

matagal (altura inferior a 8 m) e mato aparentemente como sinônimos, mas sem qualquer justificativa ou explicação, e considerando este(s) como um tipo de formação distinto da mata. Matagal já foi usado por Reis (1993:26), como um estágio anterior à capoeirinha de Klein (1980), mas também não parece recomendável aí e nem foi justificado pelo autor.

A MN é provavelmente o tipo de vegetação mais confundido e menos entendido no sul do Brasil. Isto decorre da pequena superfície ocupada por ela, da dificuldade em se plotar num mapa sua área de ocorrência, da dificuldade de acesso à maioria de suas áreas, da sua localização entre 2 grandes tipos de mata que sempre mereceram maior interesse da comunidade científica ou madeireira, da pequena ou quase inexistente importância econômica da maioria de suas espécies, da quase inexistência de trabalhos mais aprofundados sobre ela, das condições atmosféricas inóspitas ao ser humano e da opressão psicológica provocada por neblinas, chuvas e ventos tão freqüentes nela, da impossibilidade até hoje de se fazer uma comparação entre sua flora e a de outros tipos vegetacionais, da imprecisão e confusão de muitos autores na sua caracterização, da inconstância de fitogeógrafos sul-brasileiros em relação ao reconhecimento da MN, entre outros fatores determinantes.

"Mato carrasquento" foi a expressão usada por Peluso Jr. (1991; original de 1947 ou 1948) para descrever a vegetação "arbustiva, densa", com predomínio da casca-danta [*Drimys*], nos flancos do Morro da Igreja (p.123) e por toda a Costa da Serra; esta vegetação seria muito densa para abrigar o gado, mas, "em certas zonas, notadamente nas altas plataformas de erosão do vale", seria suficientemente rala, cortada por campestres, de maneira a permitir o trânsito destes animais (p.131). Esta associação de pequenos campos e florestas pouco densas constitui o faxinal, que o autor considerou uma vegetação original na área, embora reconheça que em outros locais tal vegetação "é produto de queimas na mata primitiva". Peluso Jr. incluiu em sua descrição também áreas que talvez fossem pinhais em implantação ou pouco desenvolvidos, e não apenas MNs, mas ele foi contraditório ao reconhecer a grande densidade das florestas naturais em áreas bastante estressantes e ao acreditar que, em áreas mais favoráveis, a pequena densidade da mata e sua associação a campos fosse original. Na verdade, estas eram produto da queima pelos criadores de gado e da destruição provocada pelo trânsito e pastejo dos animais, durante quase 2 séculos antes de suas observações. Equívoco semelhante já fora cometido por Pauwels (1928-9:326), ao considerar "o solo coberto de grama, offerecendo assim excellentes invernadas para o gado e os animaes", como uma situação original na "matta da parte oriental do planalto". A expressão "matinha carrasquenta" foi usada por alguns moradores da área da Serra do Corvo Branco (DBF, obs. pess.) para denominar o que neste trabalho está sendo chamado de MN. Ule (1895:196) também referiu-se a "mattos carrasquentos" como a melhor expressão para as matas de maior altitude do Itatiaia; tal autor havia excursionado e coletado anteriormente nos Aparados catarinenses, onde pode ter ouvido esta expressão.

A expressão "matinha nebular" parece ter sido usada pela primeira vez por Rambo (1949b:133-5), e foi por ele constantemente repetida posteriormente (cf. Rambo 1951a:17-8, 1951b:80, 1953b:200, 1956a:266-7). Curiosamente, ela não aparece em Rambo (1956b), o trabalho mais conhecido do autor. Mas, inexplicavelmente, Struminski (2001:60) transcreve algumas frases como se fossem desta obra e que mencionam a MN, citação que não existe em tal livro e que se originou de Klein (1980:293). É provável que a omissão da MN em Rambo (1956b) decorra de este ser apenas uma nova edição de Rambo (1942) e manter praticamente o mesmo texto, tanto nas espécies citadas como nas denominações e caracterizações vegetacionais, exceto por pequenas correções e atualizações, como a menção às 3 serrarias que destruíram grande parte dos pinhais do Taimbezinho (Rambo 1956b:387), ao grande incêndio de 1951 (Rambo 1956b:389) e o acréscimo de um parágrafo (Rambo 1956b:281) informando o número de espécies fanerogâmicas dos Aparados e da Rocinha. Em alguns pontos, Rambo (1942, 1956b) usou os termos "matinha" e "mata arbustiva", e também "matinha arbustiva de galeria" (Rambo 1951a:17), mas nunca associados ao adjetivo nebular. Inclusive, Rambo (1951a:17) usa "matinha nebular" no parágrafo seguinte, quando dá continuidade aos diferentes tipos de comunidade que reconhece, o que evidencia ainda mais que as duas "matinhas" por ele consideradas são diferentes (ele já as havia diferenciado floristicamente nas p.13-4). Como Rambo (1949b:129) também menciona uma "matinha" ao longo dos arroios campestres, que ele evidentemente não considera igual à MN, pois esta é exclusiva da borda dos Aparados (p.131), parece claro que tais usos do termo "matinha" não se referiam às MNs.

Para o RS, a denominação matinha nebular foi adotada também por Baptista *et alii* (1979), Sehnem (1977, 1979), Reitz *et alii* (1983), Sobral (1992) e Bertoletti & Teixeira (1995:27), enquanto Sudesul (1978) adotou-a para o sul do Brasil, mas considerou-a relacionada à mata com araucária, posição

idêntica à de um esquema classificatório de Klein (p.19), publicado nesta obra; este enquadramento feito por Klein provavelmente é anterior à sua classificação (Klein 1978) da vegetação de SC no mapa fitogeográfico da FIC.

A mesma conceituação e denominação de Rambo foi adotada por Reitz (1965) e Veloso & Klein (1968:129) para SC. Porém, a posição do maior estudioso da vegetação de SC, **Roberto M. Klein**, em relação às MNs, foi bastante variável e até confusa ao longo do tempo. Klein (1960:29-31) incluiu as MNs (sem usar este nome) dentro das associações pioneiras (*Siphoneugenietum*, *Myrceugenietum*, etc.) da "Formação da Araucária", como Rambo (1951a) já havia feito antes, considerando-as como parte de um amplo conceito de "pinhal"; posição semelhante foi adotada por Alonso (1977:91-2), também sem mencionar MN, aceitando as "associações pioneiras" de Klein e incluindo-as dentro da "Floresta Subcaducifólia Subtropical com Araucária", sendo esta uma das 7 formações vegetacionais sul-brasileiras. Posteriormente, Klein (1967a) considerou a MN como um dos 5 tipos principais de vegetação e, portanto, distinta da "Formação da Araucária", mas incluiu campos na MN (p.271) e pareceu incluí-la também, e aí sem denominá-la, como parte dos estágios pioneiros da Formação da Araucária (p.267), "na borda oriental do planalto, próximo aos taimbés", quando citou as 3 espécies de arvoretas que considerava mais importantes nos "capões" desta região, e as 3 eram consideradas dominantes nos Aparados por Klein (1960:30); a questão é óbvia: por que são "capões" da Formação da Araucária e não capões da MN? Klein (1975a, 1984) não reconheceu a MN em suas tentativas de síntese da fitogeografia sul-brasileira.

Klein (1978) empregou, no texto, o mesmo conceito de Rambo e de Reitz (1965), estendendo-o à Serra do Mar, e denominou a MN de "floresta nebular", que teria 2 tipos, um dos Aparados e outro da Serra do Mar, mas **no mapa** incluiu um terceiro tipo nela, as matas baixas dos topos de alguns morros isolados dentro da zona da mata pluvial atlântica, só que tais matas baixas foram incluídas **no texto** como um dos 9 tipos da floresta pluvial atlântica; seu mapa mostra um prolongamento das MNs quase paralelo ao curso do Rio Canoas, em sentido NW, a partir do seu limite N na crista da Serra Geral; tal ocorrência chegaria a pouco mais de 30 km de Lages, e incluiria ou se aproximaria muito das áreas urbanas de Urubici e Urupema, mas não parece existir realmente. Este mapa de Klein (1978), reproduzido e adotado por Behling (1995), não registra qualquer ocorrência de MN nas nascentes do Rio Canoas ou um pouco ao norte dele, onde são assinalados apenas faxinais, pinhais e campos de altitude, apesar de Reitz (1965) ter localizado ali (Campo dos Padres) duas das estações de coleta da FIC na MN.

Klein (1979:86, 1980:293-5, 1981b) novamente reconhece as MNs dos Aparados e da Serra do Mar, e afirma (1980:294) que "A vegetação lenhosa da 'matinha nebular' da Serra Geral está parcialmente representada na Chapada da Serra da Boa Vista", que foi então chamada MN e incluída em seu estudo sobre o Vale do Itajaí. Klein (1980:235-41) não inclui na MN o que chama de "vegetação de topo de morro", parte da "Zona da mata pluvial da encosta atlântica" e que o autor considera diferente da "mata pluvial da encosta atlântica", já que as espécies características da primeira faltam na segunda (p.241), mas em nenhum momento ele associa as matinhas de topo de morro com as MNs, ao contrário do que havia feito em seu mapa de 1978.

Klein (1981a:14) reconhece a MN, com este nome, e a considera "um tipo de vegetação 'andina', bastante característica" e, portanto, diferente dos "pinhais" (da mesma forma que em Klein 1981b) ou da "Formação da Araucaria", afirmando que pequenos núcleos de MN ocorrem nos pontos mais altos da Serra do Tabuleiro, SC; ao caracterizar tais locais, Klein (1981a:33-5) denomina sua vegetação de "matinhas de altitude ou das montanhas" "ou de topo de morro" ou "do alto das encostas", e em nenhum momento refere-se a elas como MNs. Klein (1990b:274; 1997a:127,166,200; 1997b) voltou a reconhecer a MN como um tipo de vegetação próprio, e no primeiro trabalho denominou-a "Floresta Ombrófila Densa Altomontana"; Klein (1990a:107) também parece reconhecê-la, chamando-a MN, mas num contexto difícil de entender, o que é o caso ainda de Klein (1997b). Algumas outras obras de Klein, com Veloso, Leite ou outros autores, serão mencionadas posteriormente, dentro da análise do sistema de classificação proposto pelo Projeto Radambrasil.

Numa tentativa (cheia de confusões e incorreções) de caracterizar a vegetação catarinense, Lago (1978:53) associa a MN com a "Floresta Subcaducifólia Tropical", tipo florestal assim denominado por Alonso (1977:86) e por esta considerado limitado à porção setentrional (NW) do Paraná, que é onde ocorrem *Aspidosperma polyneuron*, *Cedrela* spp., citadas por ambos (uma segunda espécie catarinense de *Cedrela*, além da *C. fissilis*, só ocorre no extremo oeste; *A. polyneuron* não chega a SC). O pior é que Lago atribui tal associação da MN com este tipo florestal a Klein e Veloso (1969) [*sic*; não incluídos nas

suas referências bibliográficas]; talvez Lago quisesse citar Veloso & Klein (1968:129), onde estes diferenciam a mata atlântica de encosta da MN. Poderia haver algum motivo para a confusão de Lago (1978) se este a atribuísse a Veloso & Strang (1970), que também fizeram uma complicação, ao denominar a mata atlântica da encosta como "floresta subtropical" na área do Parque de São Joaquim (p.42) e como "floresta sempre-verde" na Serra do Rio do Rastro (p.43), dando a impressão de que tratam de duas florestas diferentes. Também Justus *et alii* (1986:329-30) citam a "Floresta Estacional Decidual" para as "partes escarpadas dos Aparados da Serra"; é possível que este erro tenha se originado de uma dúbia afirmação de Ker *et alii* (1986:409), que consideraram tal mata como a vegetação (dominante?) na unidade geomorfológica Serra Geral.

Hueck (1972), Schnell (1987) e Por (1992:21) incluem as MNs como parte da floresta pluvial tropical de encosta, o último sem denominá-las; Mori (1989:438) inclui as matas nebulares dentro das florestas úmidas de terras baixas (até cerca de 1800 m de altitude), sem qualquer caracterização. Hueck (1972:160-4) as denomina "mata pluvial tropical das encostas montanhosas do trecho sul, estrato [altitudinal] superior", ou "mata de altitude" (p.161), mas refere-se mais detalhadamente apenas às matas do RJ e de SP. Dubois (1970:121) segue a classificação de Hueck (publicada originalmente em 1966), considerando as "matas de neblina" como o piso altitudinal superior da mata pluvial atlântica de encosta do setor meridional (do RJ a Torres, N do RS) e sem apresentar valor econômico, em virtude da baixa estatura das árvores e dos fustes em geral tortos. Schnell (1987:286) também segue a classificação de Hueck, chamando as MNs de "florestas submontanas das serras costeiras". Joly (1970), embora adote o título "A neblina da serra" para o seu quinto capítulo, **não** reconhece e nem descreve a MN aqui tratada, sendo sua caracterização muito mais sugestiva das matas atlânticas de encosta. A MN sul-brasileira localiza-se exatamente junto ao limite entre as Províncias Atlântica e Paranaense (esta com os distritos Serrano e dos Pinhais) de Cabrera & Willink (1980), os quais nada mencionam quanto à MN ou ao seu possível enquadramento nesta classificação. Ela também localiza-se junto ao limite entre duas províncias florísticas ou fitocórias ou regiões fitogeográficas de Prance (1989, 1990), o "Centro regional das matas Atlânticas" (que inclui também as restingas) e o "Centro regional do Sul do Brasil", que inclui as matas dominadas por *Araucaria angustifolia* e, em algumas áreas, por *Podocarpus lambertii*, além das matas das bacias dos rios Paraná e Uruguai, não caracterizadas e nem distinguidas pelo autor, que parece incluir as MNs na primeira fitocória.

No Paraná, com um "perfil ecológico rico em detalhes [que] possibilita pela primeira vez obter uma visão global e ampla da conjuntura dos ecossistemas", que seria também "a primeira tentativa de compreender os ecossistemas do Paraná Leste sob o ponto de vista ecodinâmico", Jakobi (1977) analisa e caracteriza 17 tipos de ecossistema, mas é incapaz de reconhecer o que Maack (1968, 1981:221) já havia denominado e caracterizado como "matinha de neblina". Mais recentemente, Roderjan & Kuniyoshi (1987) e Roderjan (1994) adotam o sistema de classificação vegetacional do IBGE, denominando de floresta ombrófila densa altomontana as MNs dos topos da área do Marumbi (geralmente entre 1000 e 1500 m de altitude; o mesmo foi feito por Struminski 1997, 2001) e do morro Anhangava, respectivamente. Bolòs *et alii* (1991:101) apresentam um inventário de 150 m^2 de bosque baixo e denso, com 19 espécies (14 arbustivas, 4 epifíticas e uma trepadeira) no piso superior da Serra do Mar, acima da selva pluvial, a 1400 m de altitude no Morro Mãe Catira, com umidade atmosférica de 100%, que certamente corresponde à MN, mas tais autores não adotam qualquer denominação e posteriormente não reconhecem esta vegetação e nem a denominam na "tipologia da vegetação" (p.154-77).

Joly *et alii* (1991:103) denominam de "matas de altitude", embora reconheçam também como "matas nebulares" (nomes também usados por Martinelli *et alii* 1989) e "mata de neblina", o que consideram como a terceira fácies da mata pluvial tropical atlântica das regiões sul e sudeste do Brasil; as outras duas seriam as matas de planície litorânea e matas de encosta. Esta classificação é seguida por Câmara (s.d.:34), que considera estas 3 formações como parte das "florestas ombrófilas densas da faixa litorânea", por Fundação SOS Mata Atlântica (1992:19) e também por nós. No entanto, consideramos a expressão "**mata de altitude**", da mesma forma que "cerrado de altitude" (Harley 1995:54), "capão de altitude" (Meguro *et alii* 1996b), "brejo de altitude" (Ferraz 2002, Sales 2002, Valdevino *et alii* 2002) e a tão usada "campo de altitude" (ver seção 4.8), como incompleta e não-recomendável, pois nada informa sobre a altitude (nem se alta ou baixa). Talvez exista entre alguns usuários da língua portuguesa uma certa tendência de considerar o termo altitude como indicativo de grande altitude; isto, junto com a cacofonia da expressão natural "alta altitude" (ou "alto-altitudinal", de Torres *et alii* 1997), que às vezes é usada em

inglês por autores brasileiros ("high altitude", como por Martinelli *et alii* 1989, Joly *et alii* 1991), talvez pareça justificar o uso da expressão "mata de altitude", mas acreditamos que outras denominações sejam bem mais apropriadas.

Dos 13 gêneros arbóreos citados por Joly *et alii* (1991) para as matas nebulares, *Nectandra*, *Clusia* e *Cedrela* não foram encontrados nas MNs dos Aparados, enquanto *Lamanonia*, *Cabralea* e *Eugenia* foram extremamente raros; os densos agrupamentos de grandes bromélias terrestres, encontrados em alguns locais, segundo estes autores e Mantovani *et alii* (1990:350), e ocorrentes, por exemplo, pouco abaixo do topo no Morro do Baú (Ilhota, SC; DBF, obs. pess.) e no Pico do Marumbi (Morretes, PR; Struminski 1997, 2001), não foram registrados nas MNs dos Aparados. Para a Serra do Mar em SP, entre 800 e 1200 m de altitude, Mantovani *et alii* (1990) denominam de "mata de topo de morros" um padrão florestal que tais autores associam à MN de Klein (1980).

Veloso & Klein (1968:129) reconhecem duas formações distintas na Serra Geral do sul de SC e norte do RS, a "mata pluvial da encosta atlântica" e a "matinha nebular". Usando a classificação do Projeto Radambrasil (Veloso & Góes-Filho 1982), Teixeira & Coura Neto (1986:567) tratam a parte superior da primeira e a MN sob o título de floresta ombrófila **densa montana**; mais adiante (p.588), voltam a tratar a mesma MN, agora dentro da floresta ombrófila **mista alto-montana**, para a qual listam 103 espécies arbóreas; a consulta e interpretação do texto e mapa deste trabalho é bastante difícil quando se busca entender o enquadramento da MN, pois algumas informações do texto (p.567,588) não estão plotadas no mapa, provavelmente em virtude de a escala impossibilitar isto, mas não há, no caso da terceira principal área da floresta ombrófila mista alto-montana (p.588), qualquer esclarecimento sobre isto; outro problema é que a floresta ombrófila densa altomontana não é reconhecida claramente no texto (sua caracterização é feita sob o título de "Floresta Montana" e por uma tabela com 49 espécies arbóreas), não é incluída no mapa (o que é inclusive informado, p.567) e nem é mostrada no perfil da floresta ombrófila densa (p.566), aumentando a confusão sobre ela.

Leite (1994:80, & Klein 1990:120) e Mantovani & Silva (1999a) incluem a MN dentro da floresta ombrófila **densa altomontana** (negritos nossos), da mesma forma que Veloso *et alii* (1991:67-8; que ainda a consideram "refúgio ecológico", p.103) e Veloso (1992:19; que ainda a trata como "refúgio cosmopolita"). As duas últimas obras indicam uma altura de **20** m para a floresta ombrófila densa altomontana, a qual era definida como tendo **5** m de altura por Veloso & Góes-Filho (1982:53) e na fig.8 de Veloso *et alii* (1991:68); é possível que Veloso (1992, *et alii* 1991) tenha mudado tal altura para poder continuar chamando-a de floresta e estar "coerente" com a sua definição desta, que criticamos no primeiro parágrafo desta seção. Klein *et alii* (1986) não se referem explicitamente à MN, mas ela parece ser tratada como Floresta Ombrófila Densa "**Alta** Montana" [sic], "floresta baixa e **mais aberta**" (negritos nossos), que ocuparia as encostas superiores "sobretudo da Serra Geral", mas isto não aparece no mapa, onde esta floresta só é plotada na Serra do Mar, talvez em decorrência da escala, mas não há qualquer menção a isto; neste mapa, como no de Teixeira & Coura Neto (1986), as encostas superiores da Serra da Rocinha e do Rio do Rastro são ocupadas por Floresta Ombrófila Densa Montana, e a Serra do Corvo Branco e a área do Campo dos Padres (não incluída no segundo mapa) são ocupadas por Floresta Ombrófila Mista Altomontana (no mapa de Klein 1978, tais áreas eram ocupadas por floresta nebular, exceto o Campo dos Padres); a caracterização desta no texto de Klein *et alii* (1986) é compatível com a MN, e a sua localização é na borda oriental do planalto ou mais para o interior. Percebe-se, assim, a variedade de enquadramentos e (des)caracterizações que sofreu a MN (que Rambo e Klein consideravam tão típica), incluída em diferentes formações pelos proponentes e/ou usuários da classificação que o Projeto Radambrasil criou e que o IBGE adotou e hoje divulga para todo o país, sob o olhar confuso e complacente da comunidade científica (Falkenberg, em preparação).

Este exemplo da MN reforça o que Prance (1989:115) considerou como inadequação de qualquer classificação simplificada ou baseada só na altitude para as florestas montanas sul-americanas, pois não é possível separar diferentes categorias de matas somente com base na altitude, como tem sido feito pela equipe do Projeto Radambrasil (p.114), mas Reis (1993:8) acha pertinente esta última classificação, justamente por considerar que a altitude é "o principal agente influenciador na formação de padrões vegetacionais". Prance concluiu que a fisionomia, os tipos de folha (ver Cain *et alii* 1956, por exemplo) e a composição florística são critérios muito melhores, com o que concordamos plenamente; os 2 primeiros foram usados de forma muito interessante por Dudley (1978) e Richter (1992); as características foliares também foram muito úteis nos estudos de Reich *et alii* (1992, 1997, 1999), que incluem vegetações não-

florestais. Prance (1989:117) afirma que, no topo das montanhas da região costeira do Brasil oriental, acima das áreas cobertas por matas baixo-montanas, "ocorrem florestas de menor estatura, similares às matas nebulares descritas para a Venezuela e o Panamá e às matas-anãs [elfin forests] dos Andes", comprimidas na pequena amplitude altitudinal disponível; ele não chama explicitamente estas matas brasileiras de nebulares, mas sua associação é reveladora.

Fernandes (1998:237-8) descreve poucos aspectos das MNs, mas não as denomina e nem enquadra adequadamente numa classificação; elas não podem ser incluídas na floresta pluvial montana, que ocorreria até 1200-1700 m; acima destas altitudes, ocorreriam os campos de altitude. Mas justamente em encostas acima de 1200-1700 m, "cobertas por densas nuvens, durante dias seguidos", Fernandes (1998) comenta corretamente sobre uma floresta com árvores menores esgalhadas e muitos arbustos, "troncos baixos e deformados, muito densamente revestidos por musgos", com "a forma de mata baixa ou arbustiva de até 6-8 m de altura", mas também a considera uma vegetação "mais aberta, de aspecto seco", o que não parece correto e é relativamente contraditório com a sua caracterização do ambiente; as 3 últimas citações são repetições de Fernandes & Bezerra (1990:109). A última citação pode ser baseada em observação de área perturbada ou em época de seca, mas de qualquer modo pouco representativa da MN, ou, se originada da bibliografia, pode ter surgido de alguma das publicações de Rizzini (ver a seguir) ou a partir da afirmação de Pauwels (1928-9:326, usada por Rambo 1956b:353): "Não fosse o solo pantanoso, o viajante teria a impressão de se encontrar em plena caatinga nordestina", baseada na tortuosidade dos ramos da MN, mas o início da frase impede qualquer impressão de secura.

Dos 10 táxons genéricos citados por Fernandes (1998) para esta vegetação (*Tibouchina* e *Weinmannia* grafados incorretamente), apenas *Cecropia* não foi encontrado nas MNs dos Aparados, mas ocorre em altitudes menores aí e é provável que ocorra nas MNs do sudeste brasileiro (onde o limite inferior da MN coincide com o limite superior de *Cecropia*, cf. Hueck 1972). Pode-se supor que as MNs seriam incluídas no seu "Arboreto climático perenifólio", pois é onde o pinhal e a mata atlântica são incluídos, e as MNs geralmente ultrapassam 5 m de altura, estipulada por Fernandes (1998) como limite mínimo para o "Arboreto", ou superam 6-7 m de altura, limite estipulado por Fernandes (1994:61), mas algumas MNs mais baixas teriam que ser enquadradas no seu "Fruticeto perenifólio", por terem porte menor, embora com flora muito semelhante ao "Arboreto". Fernandes (1994:64) inclui a Floresta Subtropical Perenifólia nebular, assim como as Florestas Ombrófilas Densa e Mista, dentro de seu "Arboreto climático pluvial", considerado sinônimo de "Arboreto climático perenifólio". Não podemos deixar de registrar que as 3 obras de Fernandes aqui citadas estão repletas de incorreções na grafia dos nomes científicos; se um experiente taxonomista trata estes nomes com tal desatenção, que cuidado podemos esperar dos cientistas de outras áreas, dos estudantes e dos leigos em geral?

Também não é evidente o enquadramento das MNs na classificação de Eiten (1983), pois elas poderiam ser consideradas como parte da "Floresta Tropical Perenifólia Nebulosa", ocorrente em serras perto da costa marítima, como na crista da Serra do Mar, mas o autor considera os pinhais e campos montanos sulinos como subtropicais, e comenta sobre a ocorrência em regiões altas, como São Joaquim (SC), da "Floresta Subtropical Latifoliada Perenifólia", que tem domínio de lauráceas, mirtáceas e melastomatáceas, e pode atingir apenas 4 m de altura, o que é bastante sugestivo das MNs dos Aparados, exceto a grande importância de lauráceas. Parece-nos que este segundo tipo de vegetação seria a classificação mais provável de Eiten para estas MNs. Eiten (1992:59) as inclui na Província da Floresta Atlântica, mas sem denominá-las.

Rizzini (1963:32,48) caracteriza o *scrub* (mata baixa com árvores bastante ramificadas, algo retorcidas, "de índole mais ou menos seca") ocorrente inclusive em áreas altimontanas, também descrito e denominado como *thicket* por Rizzini (1979:16,33), que ocorre na floresta atlântica (p.4,67), sendo que "acima de 1500-1700 m a floresta pluvial é substituída por mata baixa e mais aberta, de aspecto seco, dotada de árvores (até uns 15 m) tortuosas e esgalhadas e numerosos arbustos", com grande quantidade de liquens, mas com diminuição de lianas e epífitos (Rizzini 1979:70). Não acreditávamos que estas caracterizações de Rizzini se referissem à MN, por não serem adequadas à MN sul-brasileira, e por ele, Schultz (1957), Smith (1962) e Veloso (1962, 1966) não parecerem reconhecer a MN como uma formação. Também a caracterização de "matas secas" de Rizzini (1954:134), localizadas geralmente acima das florestas úmidas (ou "cloud forests", p.150-2), nos parecia que fosse de algum tipo florestal diferente, que não ocorresse no sul do Brasil e nem tivesse relação com a MN. Pensávamos em algo próximo das "florestas secas" tratadas pelo próprio Rizzini (1979:83-90) e por Pedralli (1997), dada a

profunda distinção no nome destas matas em relação ao caráter úmido das MNs, ampliada pelas afirmações sobre a "natureza semi-árida" e "ausência geral" de pteridófitas e orquídeas (Rizzini 1954), além de apenas uma (das 9 espécies lenhosas citadas por Rizzini 1954 como mais importantes na mata seca) ter sido encontrada por nós nas MNs dos Aparados, e justamente esta Rizzini (1954) afirmava que também ocorria nas matas úmidas caracterizadas por ele, reforçando nossa impressão de que tais "matas secas" eram algo muito diferente de uma MN, o que nos fazia associar a mata seca ao *scrub* e *thicket* já citados.

Porém, outros autores, no RJ, em SP e no PR, também destacam uma relativa secura em matas de maior altitude. A descrição de Dansereau (1947:511) para as matas a cerca de 2000 m de elevação na Serra dos Órgãos (RJ) não nos leva a considerá-las como MNs, embora a flora citada seja compatível com estas. Para Ururahy *et alii* (1983:582), a floresta ombrófila densa alto-montana do sudeste, situada acima de 1500 m de altitude e formada por nano e microfanerófitas com 5-10 m de altuara, apresenta comumente "formas xerofiticas", embora a "grande incidência de epífitas e liquens" indique "alto teor de umidade relativa do ar", e, dos 14 gêneros citados (*Drimys*, *Weinmannia*, *Marlierea* e *Vriesea* grafados incorretamente), só *Hexachlamys*, *Marlierea* e *Nidularium* não foram encontrados por nós nas MNs dos Aparados, mas provavelmente ocorrem nas MNs da Serra do Mar. Rodrigues *et alii* (1989) referem-se a "um aspecto de floresta seca e baixa, denominada mata de altitude", com um dossel de 7 m de altura, em áreas acima de 920 m de altitude na Serra do Japi (SP), mas com uma flora arbórea razoavelmente rica, o que seria pouco esperado para MNs. Roderjan & Kuniyoshi (1987) afirmam que as MNs são "compostas por espécies seletivas xerófilas, ... adaptadas a solos mais secos ou de drenagem rápida", com muitas espécies arbóreas em comum com as "restingas sub-xerófitas" da planície litorânea, o que também destaca um suposto aspecto de secura nas MNs do Paraná. Além disso, a caracterização feita por Rizzini (1979:70) é praticamente repetida por Rizzini *et alii* (1988:53), onde explicitamente tal vegetação é mencionada inclusive para SC (entre 1100 e 1500 m de altitude) e são citados os gêneros *Weinmannia*, *Drimys* e *Chusquea* como representativos, mostrando que os autores realmente se referem às MNs.

As afirmações "epífitas diminuem muito" e mata "menos densa, de aspecto seco", feitas por Rizzini *et alii* (1988), certamente não são válidas para as MNs dos Aparados; é possível que as MNs do PR ao RJ apresentem um caráter menos úmido, talvez associado a alguns períodos secos de maior duração ou intensidade (mas Mantovani *et alii* 1990:355 afirmam a "inexistência de um período marcadamente seco" na Serra do Mar em SP), só que isto não parece evidente nas MNs dos Aparados, ou pelo menos não se reflete na fitofisionomia destas, marcada inclusive pela abundância de briófitas epifíticas dependentes de grande umidade. Lamentamos que "o domínio da palavra de Antônio Houaiss, que deu a forma final ao texto" (Rizzini *et alii* 1988:9), tenha ficado muito aquém da qualidade das magníficas fotografias desta obra e até aquém do texto de Rizzini (1979), que serviu de base para a parte vegetacional e foi piorado (o conceito de restinga, p.89, por exemplo, ficou incompreensível). As matas alto-altitudinais do Itatiaia são caracterizadas por Brade (1956) e brevemente por Aubréville (1959:205-6); o primeiro refere-se a "matas arbustivas" (p.26) e o segundo a "povoamento arbustífero", sendo que este parece seguir o primeiro na citação das principais famílias e gêneros lenhosos, mas destaca mais claramente a "rica vegetação epifitica" que recobre as árvores.

Conti & Furlan (1996:184) afirmam que as "paisagens de araucária passam abruptamente para matas de neblina" no sul do Brasil. No entanto, tais autores afirmam equivocadamente que as matas de araucária ocorrem em "solos férteis", "são muito homogêneas" (para uma correta informação sobre a enorme heterogeneidade delas, ver Klein 1960, 1978, 1990a; Jarenkow 1999) e que elas e as matas subtropicais das regiões mais baixas foram consideradas "como ecótonos", além de muitas outras incorreções sobre aspectos biológicos básicos (como "cactáceas espinhosas" africanas, p.147). Diante disto, não sabemos se os autores têm realmente noção do que estão pretendendo tratar.

Klein (1967a) e Sobral (1992), em suas caracterizações da MN, incluem também porções campestres junto com ela, o que não parece acertado, mas talvez seja decorrente da intenção de caracterizar a região inteira, onde realmente há inúmeros contatos e interpenetrações entre as formações florestais e campestres, muito ampliados após todas as interferências humanas nos 2 últimos séculos (ver cap. 6). No entanto, isto é feito às custas de uma perda na precisão da descrição da vegetação florestal escolhida para denominar o assunto tratado, pois, afinal, mata ou floresta é por definição uma vegetação arbórea, sendo tal denominação incompatível com áreas ocupadas por vegetações herbáceas ou subarbustivas sem árvores. Klein (1978:8) volta a incluir campos na MN, ao afirmar que, na floresta

nebular, a "vegetação é constituída por matinha baixa densa, formada por árvores medianas, ... entremeada por manchas de campos de altitude"; ao tratar da MN dos Aparados, Klein (1978) não menciona campos, mas parece incluir nela a VR dos paredões, e ao tratar da MN da Serra do Mar, volta a mencionar os campos de altitude. Klein (1980:293) parece ter percebido este problema, pois refere-se então a uma alternância entre campos e MN nos Aparados (da mesma forma que Reitz *et alii* 1983:15) e no topo da Serra do Mar, enquanto Klein (1981b) também faz uma breve caracterização da MN sul-brasileira sem incluir os campos nela e afirma que em alguns pontos ela "avança por sobre os campos".

A floresta ombrófila densa altomontana seria chamada "popularmente" de "mata nuvígena" (cf. Veloso 1992, & Góes-Filho 1982, *et alii* 1991), expressão que nunca ouvimos e que hoje duvidamos que seja ou tenha sido realmente usada por parte da população. Dean (1996:26) refere-se a tal formação como "floresta de nuvens", o que também não parece recomendável e trata-se provavelmente de uma tradução malfeita.

As expressões "mata de neblina" (Harley 1995:62), "mata de altitude" (Harley 1995:62, Pinto *et alii* 1990:258), "matas serranas de brejos de altitude" (Valdevino *et alii* 2002), "floresta estacional subcaducifólia tropical pluvionebular ('matas serranas')" (Andrade Lima 1966, Valdevino *et alii* 2002) e "florestas plúvio-nebulares perenifólias" (Giulietti & Forero 1990:6) foram usadas para algumas matas do nordeste brasileiro, a última expressão inclusive para os "brejos" florestais (ou "brejos de altitude") que interrompem o domínio da caatinga no topo de algumas serras, e a penúltima expressão também para o Brasil "Centro-Oriental". É provável que as vegetações assim denominadas sejam bem diferentes das encontradas no sul do Brasil, pelo menos em termos florísticos (ver Ferraz 2002, Sales 2002), ainda que possam haver algumas semelhanças fitofisionômicas ou abióticas, mas nenhum estudo comparativo foi feito sobre este tema. Já a expressão "floresta semidecídua pluvial-nebulosa" foi usada por Andrade Lima (citado por Meguro *et alii* 1996a,b), juntamente com "floresta montana" (aparentemente para o mesmo tipo vegetacional), referindo-se aos capões das serras do Espinhaço (MG) e enfatizando a importância da umidade atmosférica para o desenvolvimento deles. Meguro *et alii* (1996b) denominam-nos "capões de altitude" ou simplesmente "capões", onde populações de arbustos e arvoretas ocupam o ambiente rupestre juntamente com "matas ripárias de pequeno porte", em áreas com afloramentos de água e fisiografia favorável, nas encostas úmidas e nascentes de riachos (Meguro *et alii* 1996a) entre 1000 e 1300 m de altitude (Meguro *et alii* 1996b); sua lista florística apresenta várias espécies em comum com as MNs dos Aparados, mas o epifitismo lá parece muito pouco desenvolvido, reduzindo ainda mais as eventuais semelhanças com as MNs.

4.4. Aspectos florísticos e de riqueza

A riqueza das MNs amostradas nos Aparados atingiu **461** espécies vasculares (68 pteridófitas [15%], 64 monocotiledôneas [14%] e 329 dicotiledôneas [71%]), distribuídas em 93 famílias, além de 52 espécies e 7 famílias que só foram citadas, neste capítulo, para a transição VR/MN, a qual apresentou 281 espécies (Tabela 4.9, no final do capítulo; total de 512 espécies). As **famílias** com maior número de espécies nas MNs (Tabela 4.1) foram Asteraceae (86 espécies), Melastomataceae (26), Myrtaceae (22), Poaceae (19), Solanaceae (18), Polypodiaceae (17), Cyperaceae (14), Dryopteridaceae (10) e Orchidaceae (9). Os **gêneros** mais ricos em espécies nas MNs (Tabela 4.2) foram *Baccharis* (29 espécies, mais rico que qualquer família exceto a sua), *Leandra* (18), *Solanum* (16), *Eupatorium* (14), *Myrceugenia* (12), *Asplenium* (8), *Blechnum* (8), *Begonia* (8), *Mikania* (7) e *Senecio* (7), confirmando novamente a importância de Asteraceae, que inclui 4 gêneros destes 10 mais ricos regionalmente.

Dos táxons citados, apenas Myrtaceae e *Myrceugenia* são tipicamente lenhosos nas MNs dos Aparados, representados especialmente por arbustos ou árvores, o que em parte determina o fato de o componente arbóreo das MNs ter apresentado baixa riqueza regional de espécies, cerca de 80 apenas; elas correspondem a 18% da flora total das MNs dos Aparados, confirmando que menos de ¼ das espécies em flórulas completas da maioria dos sítios neotropicais é de árvores (Gentry 1992); por exemplo, elas representam exatamente 25% das espécies da mata nebular de um parque venezuelano (Rodríguez-R. & De Martino 1997:97), 23% noutra mata venezuelana baixo-montana (Ataroff & Rada 2000) e 21% numa serra mexicana (Vázquez G. & Givnish 1998) e nas MNs de outra costarriquenha (Kappelle & van Omme 1997). Kageyama & Lepsch-Cunha (2001) apresentam o dado (supostamente originado de Reis 1993) de que as espécies arbóreas representam "somente 35% das espécies vegetais" da mata atlântica de SC, mas tal percentual é equivocado (ver cap. 1) e evidentemente superestimado. As árvores das MNs dos

Tabela 4.1 – Síntese da riqueza, por família, de espécies vasculares das matinhas nebulares (MN) dos Aparados da Serra Geral, em cada área e nas transições (Tr) entre MN e vegetação rupícola. **Ng** e **Ne** = número total de gêneros e espécies, respectivamente. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações.

FAMÍLIA	Ng	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Aspleniaceae	1	8	5	4	4	4	8	1
Blechnaceae	1	8	6	5	3	4	8	5
Dennstaedtiaceae	4	4	2	3	4	3	4	2
Dicksoniaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Dryopteridaceae	9	11	9	6	5	3	10	8
Gleicheniaceae	1	1			1		1	1
Hymenophyllaceae	1	5	5	5	5	5	5	
Lophosoriaceae	1	1				1	1	1
Lycopodiaceae	1	7	2	2	1	2	2	6
Marattiaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Plagiogyriaceae	1	1	1	1	1	1	1	
Polypodiaceae	5	17	13	5	13	10	17	5
Pteridaceae	4	5	1	1	1	3	3	4
Selaginellaceae	1	1		1	1		1	
Thelypteridaceae	1	8	1	3	2	1	4	5
Vittariaceae	1	1	1	1	1	1	1	
Araucariaceae	1	1	1	1	1	1	1	
Acanthaceae	1	1	1		1		1	1
Anacardiaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Apiaceae	3	8	4	7	4	4	8	3
Apocynaceae	1	2						2
Aquifoliaceae	1	5	2	2	3	4	5	2
Araliaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Asclepiadaceae	4	6	4	3	2	2	6	2
Asteraceae	24	89	51	63	37	35	86	61
Begoniaceae	1	9	8	3	3		8	9
Berberidaceae	1	2	1	2	2	1	2	1
Bignoniaceae	1	1	1		1		1	1
Boraginaceae	1	1		1	1	1	1	1
Brassicaceae	2	2		2			2	
Bromeliaceae	4	9	4	2	4	3	8	4
Buddlejaceae	1	4	2	2	2	3	4	2
Cactaceae	2	3	1	2	3	3	3	
Campanulaceae	2	4	4	2	1	1	4	1
Caprifoliaceae	2	2						2
Caryophyllaceae	2	3	1	2	3		3	
Celastraceae	1	2	1	1	1	2	2	2
Clethraceae	1	2	1	1	1	2	2	1
Commelinaceae	1	2		2			2	
Cornaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Cucurbitaceae	1	1	1	1	1	1	1	
Cunoniaceae	2	3	2	1	3	2	3	2
Cyperaceae	5	15	5	7	10	5	14	2
Dioscoreaceae	1	1	1				1	1
Elaeocarpaceae	2	2	1	1			2	1
Ericaceae	3	8	2	3	4	4	6	5
Eriocaulaceae	2	3		2	2	1	3	
Euphorbiaceae	5	8	2	4	4	2	6	8
Fabaceae - Caes.	1	1	1		1		1	1
Fabaceae - Fab.	4	5	1				1	5
Fabaceae - Mim.	2	7	2	5	2	4	6	6
Flacourtiaceae	2	2	2	1	1		2	

FAMÍLIA	Ng	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Geraniaceae	2	3		2	1		3	
Gesneriaceae	1	2						2
Grossulariaceae	1	5	2	5	2	1	5	4
Gunneraceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Hippocrateaceae	1	1						1
Icacinaceae	1	2	2	1	1		2	1
Iridaceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Juncaceae	2	3	1	1	2		3	1
Lamiaceae	4	6	3	4	3	2	6	4
Lauraceae	3	5	5	2	4	3	5	1
Lentibulariaceae	1	1						1
Liliaceae	2	3		1	1	2	3	1
Loasaceae	1	1			1		1	1
Loranthaceae	1	2	2	1			2	
Lythraceae	2	3		2	1	1	2	1
Malvaceae	2	3		3			3	1
Melastomataceae	3	27	19	11	17	19	26	20
Meliaceae	1	1	1				1	
Monimiaceae	1	1						1
Moraceae	1	1				1	1	
Myrsinaceae	1	3	3	2	3	3	3	2
Myrtaceae	8	22	16	16	17	13	22	7
Onagraceae	1	1	1	1	1	1	1	1
Orchidaceae	8	9	4	4	5	3	9	
Oxalidaceae	1	3		2			2	2
Passifloraceae	1	3	2	1	1		3	2
Piperaceae	2	4	2	3	3	2	4	2
Plantaginaceae	1	1	1	1		1	1	1
Poaceae	13	20	8	9	13	7	19	8
Polygalaceae	1	1		1		1	1	
Proteaceae	2	3	2	1	2		3	2
Ranunculaceae	3	3	2	2	1		3	2
Rhamnaceae	2	2	1	1	2	1	2	1
Rosaceae	4	5	2	4	4	4	5	1
Rubiaceae	6	10	7	4	5	4	7	7
Rutaceae	1	2						2
Sapindaceae	1	1			1		1	1
Sapotaceae	1	1	1		1		1	
Scrophulariaceae	1	1		1	1		1	
Smilacaceae	1	1	1				1	1
Solanaceae	5	20	14	10	9	9	18	10
Styracaceae	1	1	1	1	1		1	1
Symplocaceae	1	5	3	4	4	2	5	2
Theaceae	1	1	1				1	1
Urticaceae	3	5	1	3	2	1	5	2
Valerianaceae	1	3	2	3	2	1	3	3
Verbenaceae	4	7	2	3	1		4	6
Violaceae	1	2	1	1	1	1	2	
Vitaceae	1	1	1	1	1		1	
Winteraceae	1	1	1	1	1	1	1	1
TOTAL= 100 fams.	234	512	275	280	262	210	461	281

Tabela 4.2 – Síntese da riqueza, por gênero, de espécies vasculares das matinhas nebulares (MN) dos Aparados da Serra Geral, em cada área e nas transições (Tr) entre MN e vegetação rupícola.

Ng e **Ne** = número total de gêneros e espécies, respectivamente. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do **C**orvo Branco e imediações; **I** = Morro da **I**greja e imediações; **R** = Serra do Rio do **R**astro e imediações; **S** = **S**erra da Rocinha e imediações.

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Aspleniaceae	1	Asplenium	8	5	4	4	4	8	1
Blechnaceae	1	Blechnum	8	6	5	3	4	8	5
Dennstaedtiaceae	4	Dennstaedtia	1			1		1	1
		Histiopteris	1	1	1	1	1	1	
		Hypolepis	1		1	1	1	1	
		Pteridium	1	1	1	1	1	1	1
Dicksoniaceae	1	Dicksonia	1	1	1	1	1	1	1
Dryopteridaceae	9	Athyrium	1	1	1	1	1	1	
		Ctenitis	1	1				1	1
		Cystopteris	1						1
		Diplazium	1	1		1		1	1
		Dryopteris	1	1	1			1	1
		Elaphoglossum	2	2	1	1	1	2	1
		Lastreopsis	1	1				1	1
		Polystichum	2	1	2	1		2	1
		Rumohra	1	1	1	1	1	1	1
Gleicheniaceae	1	Dicranopteris	1			1		1	1
Hymenophyllaceae	1	Hymenophyllum	5	5	5	5	5	5	
Lophosoriaceae	1	Lophosoria	1				1	1	1
Lycopodiaceae	1	Lycopodium	7	2	2	1	2	2	6
Marattiaceae	1	Marattia	1	1	1	1	1	1	1
Plagiogyriaceae	1	Plagiogyria	1	1	1	1	1	1	
Polypodiaceae	5	Campyloneurum	3	2	1	3	2	3	
		Grammitis	6	4	2	3	3	6	1
		Microgramma	1	1		1	1	1	1
		Pleopeltis	1	1	1	1	1	1	
		Polypodium	6	5	1	5	3	6	3
Pteridaceae	4	Adiantum	2	1	1	1	1	1	2
		Eriosorus	1				1	1	1
		Lindsaea	1				1	1	
		Pityrogramma	1						1
Selaginellaceae	1	Selaginella	1		1	1		1	
Thelypteridaceae	1	Thelypteris	8	1	3	2	1	4	5
Vittariaceae	1	Vittaria	1	1	1	1	1	1	
Araucariaceae	1	Araucaria	1	1	1	1	1	1	
Acanthaceae	1	Justicia	1	1		1		1	1
Anacardiaceae	1	Schinus	1	1	1	1	1	1	1
Apiaceae	3	Apium	2	1	2		1	2	
		Eryngium	3	1	3	1	1	3	2
		Hydrocotyle	3	2	2	3	2	3	1
Apocynaceae	1	Mandevilla	2						2
Aquifoliaceae	1	Ilex	5	2	2	3	4	5	2
Araliaceae	1	Oreopanax	1	1	1	1	1	1	1

continua

Tabela 4.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Asclepiadaceae	4	Orthosia	1	1				1	
		Oxypetalum	3	2	1	1	1	3	1
		Schistogyne	1		1			1	
		Tassadia	1	1	1	1	1	1	1
Asteraceae	24	Baccharidastrum	1	1	1			1	1
		Baccharis	29	13	24	13	12	29	20
		Calea	1				1	1	1
		Chaptalia	2		2	1		2	1
		Conyza	2	2	2	1	1	2	1
		Dasyphyllum	1	1	1	1		1	1
		Elephantopus	1			1	1	1	
		Erechtites	2		2		1	2	
		Erigeron	2	1	1	1	1	2	1
		Eupatorium	15	9	9	7	5	14	14
		Gamochaeta	1		1			1	
		Holocheilus	1	1	1			1	
		Jaegeria	1		1		1	1	
		Jungia	1	1				1	
		Mikania	7	7	5	3	5	7	5
		Mutisia	2	2	2	1	1	2	1
		Pamphalea	1		1			1	
		Perezia	1		1			1	
		Piptocarpha	1				1	1	
		Senecio	8	6	5	4	3	7	7
		Stevia	1	1				1	1
		Trixis	1						1
		Verbesina	1	1		1		1	2
		Vernonia	6	5	4	3	2	6	4
Begoniaceae	1	Begonia	9	8	3	3		8	9
Berberidaceae	1	Berberis	2	1	2	2	1	2	1
Bignoniaceae	1	Tabebuia	1	1		1		1	1
Boraginaceae	1	Moritzia	1		1	1	1	1	1
Brassicaceae	2	Brassica	1		1			1	
		Cardamine	1		1			1	
Bromeliaceae	4	Aechmea	2	2	1	1	1	2	
		Dyckia	1						1
		Tillandsia	3	1	1	1	1	3	1
		Vriesea	3	1		2	1	3	2
Buddlejaceae	1	Buddleja	4	2	2	2	3	4	2
Cactaceae	2	Rhipsalidopsis	1	1	1	1	1	1	
		Rhipsalis	2		1	2	2	2	
Campanulaceae	2	Lobelia	1	1				1	
		Siphocampylus	3	3	2	1	1	3	1
Caprifoliaceae	2	Lonicera	1						1
		Sambucus	1						1
Caryophyllaceae	2	Cerastium	2	1	2	2		2	
		Paronychia	1			1		1	
Celastraceae	1	Maytenus	2	1	1	1	2	2	2
Clethraceae	1	Clethra	2	1	1	1	2	2	1
Commelinaceae	1	Tradescantia	2		2			2	

continua

Tabela 4.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Cornaceae	1	Griselinia	1	1	1	1	1	1	1
Cucurbitaceae	1	Cayaponia	1	1	1	1	1	1	
Cunoniaceae	2	Lamanonia	1	1		1		1	1
		Weinmannia	2	1	1	2	2	2	1
Cyperaceae	5	Carex	5	3	5	2	1	5	
		Eleocharis	2		1	2	1	2	
		Machaerina	1						1
		Rhynchospora	6	2	1	5	3	6	1
		cf. Scirpus	1			1		1	
Dioscoreaceae	1	Dioscorea	1	1				1	1
Elaeocarpaceae	2	Crinodendron	1		1			1	1
		Sloanea	1	1				1	
Ericaceae	3	Gaultheria	3		1		1	1	3
		Gaylussacia	3	1	1	2	2	3	1
		Leucothoe	2	1	1	2	1	2	1
Eriocaulaceae	2	Eriocaulon	1		1			1	
		Paepalanthus	2		1	2	1	2	
Euphorbiaceae	5	Acalypha	1						1
		Argythamnia	2		1	2		2	2
		Croton	3	1	3	1	1	3	3
		Phyllanthus	1						1
		Sapium	1	1		1	1	1	1
Fabaceae - Caes.	1	Senna	1	1		1		1	1
Fabaceae - Fab.	4	Adesmia	2						2
		Dalbergia	1	1				1	1
		Lonchocarpus	1						1
		Machaerium	1						1
Fabaceae - Mim.	2	Inga	1				1	1	
		Mimosa	6	2	5	2	3	5	6
Flacourtiaceae	2	Azara	1	1	1	1		1	
		Xylosma	1	1				1	
Geraniaceae	2	Geranium	1			1		1	
		Viviania	2		2			2	
Gesneriaceae	1	Sinningia	2						2
Grossulariaceae	1	Escallonia	5	2	5	2	1	5	4
Gunneraceae	1	Gunnera	1	1	1	1	1	1	1
Hippocrateaceae	1	cf. Peritassa	1						1
Icacinaceae	1	Citronella	2	2	1	1		2	1
Iridaceae	1	Sisyrinchium	1	1	1	1	1	1	1
Juncaceae	2	Juncus	2			2		2	
		Luzula	1	1	1			1	1
Lamiaceae	4	Cunila	1			1		1	1
		Giechon	1	1	1	1	1	1	1
		Hesperozygis	1	1	1	1		1	1
		Salvia	3	1	2		1	3	1
Lauraceae	3	Cinnamomum	1	1		1	1	1	
		Ocotea	2	2	1	2	1	2	1
		Persea	2	2	1	1	1	2	
Lentibulariaceae	1	Utricularia	1						1
Liliaceae	2	Alstroemeria	2		1		1	2	1

continua

Tabela 4.2 - continuação

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Liliaceae		Hypoxis	1			1	1	1	
Loasaceae	1	Cajophora	1			1		1	1
Loranthaceae	1	Struthanthus	2	2	1			2	
Lythraceae	2	Cuphea	2		2	1	1	2	
		Heimia	1						1
Malvaceae	2	Calyptrimalva	1		1			1	1
		Monteiroa	2		2			2	
Melastomataceae	3	Leandra	18	14	7	11	13	18	13
		Miconia	3	3	1	2	2	3	2
		Tibouchina	6	2	3	4	4	5	5
Meliaceae	1	Cabralea	1	1				1	
Monimiaceae	1	Hennecartia	1						1
Moraceae	1	Ficus	1				1	1	
Myrsinaceae	1	Myrsine	3	3	2	3	3	3	2
Myrtaceae	8	Eugenia	2	1	1	1		2	
		Gomidesia	1	1			1	1	1
		Hexachlamys	1	1	1	1		1	
		Myrceugenia	12	7	11	9	8	12	4
		Myrcia	3	3		3	2	3	1
		Myrciaria	1	1	1	1	1	1	
		Myrrhinium	1	1	1	1		1	
		Siphoneugena	1	1	1	1	1	1	1
Onagraceae	1	Fuchsia	1	1	1	1	1	1	1
Orchidaceae	8	cf. Cyclopogon	1	1	1			1	
		Habenaria	2			2		2	
		Malaxis	1		1	1		1	
		Octomeria	1				1	1	
		Oncidium	1	1				1	
		Pleurothallis	1		1			1	1
		Rodrigueziella	1	1		1	1	1	
		Sophronitis	1	1	1	1	1	1	
Oxalidaceae	1	Oxalis	3		2			2	2
Passifloraceae	1	Passiflora	3	2	1	1		3	2
Piperaceae	2	Peperomia	3	1	3	2	1	3	1
		Piper	1	1		1	1	1	1
Plantaginaceae	1	Plantago	1	1	1		1	1	1
Poaceae	13	Agrostis	1		1			1	
		Amphibromus	1			1		1	
		Aulonemia	1			1	1	1	1
		Bromus	1	1	1	1	1	1	
		Chusquea	4	2	2	2	2	4	2
		Cortaderia	1	1	1	1	1	1	1
		Festuca	1	1	1	1	1	1	
		Ichnanthus	1	1				1	
		Melica	1						1
		cf. Merostachys	1	1				1	
		Panicum	4		2	3		4	1
		Pennisetum	1			1		1	1
		Poa	2	1	1	2	1	2	1
Polygalaceae	1	Polygala	1		1		1	1	

continua

Tabela 4.2 - conclusão

FAMÍLIA	Ng	GÊNERO	Ne	C	I	R	S	MN	Tr
Proteaceae	2	Euplassa	1					1	
		Roupala	2	2	1	2		2	2
Ranunculaceae	3	Anemone	1	1				1	
		Clematis	1		1			1	1
		Ranunculus	1	1	1	1		1	1
Rhamnaceae	2	Colletia	1			1		1	1
		Rhamnus	1	1	1	1	1	1	
Rosaceae	4	Acaena	1		1	1	1	1	
		Duchesnea	1		1			1	1
		Prunus	2	1	1	2	2	2	
		Rubus	1	1	1	1	1	1	
Rubiaceae	6	Coccocypselum	1	1	1	1	1	1	1
		Galianthe	3	1				1	3
		Galium [incl. Relbunium]	2	2	2	2	2	2	
		Hindsia	1	1				1	1
		Manettia	2	1	1	1		1	2
		Rudgea	1	1		1	1	1	1
Rutaceae	1	Zanthoxylum	2						2
Sapindaceae	1	Aliophylus	1			1		1	1
Sapotaceae	1	Chrysophyllum	1	1		1		1	
Scrophulariaceae	1	Gratiola	1		1	1		1	
Smilacaceae	1	Smilax	1	1				1	1
Solanaceae	5	Brunfelsia	1						1
		Cyphomandra	1	1	1	1	1	1	1
		Nicotiana	1						1
		Petunia [incl. Calibrachoa]	1			1		1	
		Solanum	16	13	9	7	8	16	7
Styracaceae	1	Styrax	1	1	1	1		1	1
Symplocaceae	1	Symplocos	5	3	4	4	2	5	2
Theaceae	1	Gordonia	1	1				1	1
Urticaceae	3	Phenax	1			1	1	1	1
		Pilea	3	1	2	1		3	1
		Urtica	1		1			1	
Valerianaceae	1	Valeriana	3	2	3	2	1	3	3
Verbenaceae	4	Citharexylum	1			1		1	1
		Lantana	1						1
		Verbena [incl. Glandularia]	4	2	3			3	3
		Verbenoxylum	1						1
Violaceae	1	Viola	2	1	1	1	1	2	
Vitaceae	1	Cissus	1	1	1	1		1	
Winteraceae	1	Drimys	1	1	1	1	1	1	1
TOTAL= 100 fams.		TOTAL = 234 gêneros	512	275	280	262	210	461	281

Aparados significam cerca de 11% do total de espécies "arbóreas" (senso Reitz *et alii* 1978, 1983; Reis 1993) catarinenses. Na Venezuela, uma mata altimontana apresentou 113 espécies arbóreas, representando 28% das espécies (Ataroff & Rada 2000). No Brasil, Lima & Guedes-Bruni (1997a,b) encontraram 389 espécies arbóreas (mais de 3 m de altura, com tronco definido), representando 33% do total de espécies, enquanto Meguro *et alii* (1996b) encontraram 175 espécies arbóreas, correspondendo a 44% da flora vascular; já Citadini-Zanette (1995) encontrou 172 espécies arbustivo-arbóreas, representando 55% da flora vascular de um remanescente de mata atlântica de encosta próximo dos Aparados. Estes 3 últimos percentuais parecem contrariar Gentry (1992) e indicar que matas em baixas ou médias altitudes podem apresentar proporções bem maiores de espécies arbóreas.

A ênfase a árvores nas floras tropicais tende a obscurecer a ainda maior riqueza de ervas e epífitos herbáceos nas florestas úmidas neotropicais (Gentry & Dodson 1987a, Gentry 1992, Giraldo-Cañas 1993, Hartshorn & Hammel 1994, Cano *et alii* 1995, Lima & Guedes-Bruni 1997a, Vázquez G. & Givnish 1998, Ataroff & Rada 2000). Nas MNs dos Aparados, estes componentes mostraram-se também como importantes contribuidores para a riqueza florística regional e local, especialmente as ervas terrícolas, que ultrapassaram facilmente o número de espécies de árvores em todos os locais; para os epífitos, que tiveram um número de espécies um pouco inferior ao de árvores, da mesma forma que em Lima & Guedes-Bruni (1997a), ver seção 4.6.

As 3 áreas de MNs catarinenses apresentaram riquezas locais muito similares entre si e com o total da transição VR/MN (281 espécies): Serra do Corvo Branco (275), Morro da Igreja (280) e Serra do Rio do Rastro (262), todas com bem mais espécies que a Serra da Rocinha (210), que pode ter esta menor riqueza em virtude tanto da menor área amostrada quanto da proximidade com o limite meridional da formação. Associadas à menor área amostrada, estão a ausência de áreas relativamente contínuas de MNs sul-rio-grandenses e a grande devastação que parece ter ocorrido nelas, além de menores altitudes que nas MNs catarinenses e aparentemente também menor heterogeneidade ambiental. Por outro lado, considerando que 0,2 ha de MN no Morro da Igreja apresentou 120 espécies (cap. 5; praticamente 3/5 da riqueza da Serra da Rocinha) e na Serra do Rio do Rastro atingiu 100 espécies, fica difícil aceitar que a menor riqueza das MNs da Serra da Rocinha deva-se exclusivamente à menor área amostrada, pois aí uma superfície total de vários hectares foi explorada em 3 remanescentes afastados entre si e apresentou apenas 90 espécies a mais que a área de 0,2 ha do Morro da Igreja. A riqueza um pouco maior no Morro da Igreja que na Serra do Rio do Rastro provavelmente decorre da superfície explorada no primeiro ser maior e com maior diversidade fisiográfica, mas repetiu-se na amostragem fitossociológica, o que permite que consideremos a possibilidade de ocorrência de um gradiente latitudinal na riqueza de espécies, decrescente no sentido norte-sul, mas pouco evidente e ainda não comprovado. Outros estudos, realizados em condições mais comparáveis e planejados de forma a analisar tal aspecto, serão necessários para resolver esta dúvida.

Um total de 116 espécies (25% da riqueza total) ocorreu nas MNs de todas as áreas amostradas, indicando um conjunto florístico relativamente constante nesta formação nos Aparados, mas 194 (42% do total) foram exclusivas de apenas uma das áreas, sendo 67 somente do Morro da Igreja, 60 do Corvo Branco, 42 do Rio do Rastro e 25 da Rocinha. Isto significa uma razoável diferenciação florística local de cada MN amostrada, mais evidente nas duas áreas mais ao norte (C e I), que ainda tiveram outras 25 espécies exclusivas destas duas e mais 24 exclusivas das 3 áreas mais setentrionais (C, I e R); as outras combinações de áreas tiveram números bem menores de espécies restritas a elas (Figura 4.1).

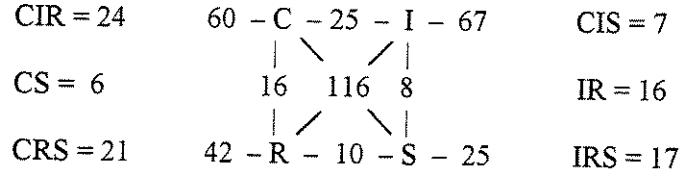


Figura 4.1 - Distribuição das espécies da MN nas diferentes áreas (**C** = Serra do Corvo Branco, **I** = Morro da Igreja, **R** = Serra do Rio do Rastro, **S** = Serra da Rocinha), indicando o número de espécies exclusivas de cada área (60 exclusivas de C, 25 de S, etc.) e o número de espécies em comum apenas entre cada par (8 entre I e S, 6 entre C e S) ou apenas entre cada trio de áreas (17 entre I, R e S), e o número das que ocorreram em todas as áreas (116).

Vários dos táxons mais ricos das MNs dos Aparados mostram preferência por áreas relativamente abertas ou sucessionais, o que nos faz considerar a hipótese de que as recentes perturbações antrópicas favoreceram a riqueza deles ou que, alternativamente, boa parte deles concentrava-se anteriormente em áreas das margens ou de clareiras das MNs, conseguindo ampliar sua ocorrência nos 2 últimos séculos. Diversos autores têm destacado o papel das clareiras na riqueza de espécies florestais (Terborgh 1973, Grubb 1977a, Bormann & Likens 1979), e especialmente nas matas pluviais tropicais (Ricklefs 1977; Strong Jr. 1977; Denslow 1980, 1987; Orians 1982; Brokaw 1985; Denslow & Hartshorn 1994; Schnitzer & Carson 2000, *et alii* 2000, & Bongers 2002; Villela 2002). No entanto, Hubbell *et alii* (1999) discordam disto, avaliando que as clareiras têm uma função "relativamente neutra" na manutenção da riqueza de árvores, apesar de serem necessárias para a persistência das espécies pioneiras. Também Clarke & Kerrigan (2000) não encontraram importância das clareiras na riqueza de espécies ou na composição florística de florestas de mangue australianas, cuja riqueza é bem maior que a dos mangues brasileiros e chega a 35 espécies vasculares.

Alguns outros autores destacam a pequena quantidade de espécies arbóreas pioneiras e de trepadeiras nas matas altimontanas, relacionando-a à baixa freqüência de clareiras (ver seções 4.6 e 4.14), o que inclui o regime de perturbação natural como um possível fator determinante (e limitador) da riqueza de espécies das MNs dos Aparados, a qual, comparada com a da mata atlântica de encosta, é bem menor, e nesta as clareiras parecem ser bem maiores e mais freqüentes. Além disso, muitos outros grupos de espécies também podem necessitar deste tipo de habitat para a sua persistência, como ervas, arbustos, trepadeiras herbáceas e lenhosas, o que pode significar que até 2/3 (no caso de Barro Colorado) da flora de uma mata tropical seja dependente de clareiras, já que a ênfase no estudo de espécies arbóreas nos ofuscou a importância das clareiras para muitos outros grupos (Schnitzer & Carson 2000, & Bongers 2002). Isto tornaria o regime de clareiras um fator importante na riqueza de espécies das MNs, e poderia ajudar a explicar a relativamente pequena riqueza local e regional de espécies.

Por outro lado, a riqueza florística encontrada até o momento nestas MNs pode ser considerada até surpreendente, em função de as condições abióticas da região serem extremamente inóspitas e desfavoráveis para a grande maioria das espécies vasculares sul-brasileiras, tratando-se praticamente de habitats marginais. A VR (cap. 3) é mais rica em espécies que a MN, sendo provável que a menor heterogeneidade ambiental da MN em relação à VR, que possui maior variação de diferentes substratos e idades, altitudes, declividades, umidades, exposições, níveis de intemperismo, etc., seja a principal responsável pela diferença no número de espécies. Além disso, as práticas agrícolas tendem a homogeneizar os habitats e reduzir sua variação interna (Bell *et alii* 1993), o que provavelmente também ocorreu com a substituição de grandes áreas de MNs por campos antrópicos, através do pastoreio e das queimadas (ver cap. 6), com conseqüente diminuição da área de MNs e também da heterogeneidade ambiental delas, com possível decréscimo na sua riqueza de espécies.

Uma generalização de Rambo (1952), Cronquist (1981), Leitão Filho *et alii* (1991) e outros, de que Asteraceae em geral apresenta pouca importância em florestas, foi confirmada também por Mondin & Baptista (1996), ainda que restritos à tribo Mutisieae no RS. Em La Selva, por exemplo, a família tem menos de 20 espécies nativas e menos de 50 espécies no total, correspondendo a apenas 3% da flora da reserva (1680 espécies; Hartshorn & Hammel 1994). Nas MNs dos Aparados, porém, a família é tremendamente importante, especialmente em beiras de mata e locais pouco densos do interior da floresta que sofreram ação destrutiva do gado ou derrubadas, mas Mutisieae novamente apresentou uma pequena riqueza em ambiente florestal. A ocorrência destacada da família nestas MNs talvez se deva ao porte reduzido da MN, o qual permite que uma maior quantidade de radiação solar (incluindo luz lateral) atinja a submata e o solo, facilitando a germinação e o desenvolvimento das asteráceas, geralmente heliófilas.

No Peru, Asteraceae e Melastomataceae também foram as famílias mais ricas numa mata nebular a 2900 m de altitude, onde ocorreram 52 espécies com DAP superior a 2,5 cm (Valencia 1993), e em matas altimontanas entre 2600 e 3600 m de altitude, onde Asteraceae atingiu 50 espécies, praticamente o dobro de Melastomataceae e Ericaceae, num total de 446 espécies (Cano *et alii* 1995). O destaque destas 3 famílias em diversas matas altimontanas próximo ao seu limite altitudinal também foi verificado por Gentry (1995), adotando o mesmo critério de Valencia (1993). Nos Aparados, Ericaceae não chega a se destacar em riqueza, mas sua importância foi demonstrada por Rambo (1949b:133), ao referir-se a uma faixa ou cinta de ericáceas, que, como são geralmente subarbustivas ou arbustivas, não chegariam a ser consideradas por nós como MN quando isoladas.

Myrtaceae esteve entre as 3 famílias mais importantes em todas as cotas altimétricas amostradas por Lacerda (2001) na Serra do Mar em SP e aparece como a mais importante na planície e no topo do morro (1000 m). Também esteve sempre entre as 9 famílias mais ricas nos estudos citados por Lombardi & Gonçalves (2000) e realizados nos domínios da Mata Atlântica *s.l.*, e só não está entre as mais importantes no estudo feito na Amazônia, o que parece ser uma característica importante para diferenciar floristicamente as matas amazônicas (dominadas por Arecaceae, Fabaceae, Moraceae e Euphorbiaceae, sem que Myrtaceae se situe entre as 16 famílias mais importantes, cf. Terborgh & Andresen 1998) das atlânticas. Tabarelli & Mantovani (1999b) consideraram Myrtaceae como a família disparadamente mais rica em espécies lenhosas na mata atlântica de encosta de SP (com cerca de 60% mais espécies que as leguminosas, a segunda mais rica). Oliveira-Filho & Fontes (2000) encontraram Myrtaceae como a família mais rica em espécies arbóreas em cada uma das 5 formações que eles reconheceram para a mata atlântica, mas em duas destas formações (matas semidecíduas - de baixa altitude e ocidentais) as leguminosas, se consideradas como o conjunto das 3 subfamílias tradicionais, teriam maior riqueza que Myrtaceae.

Da mesma forma como a presença de diversas espécies é muito importante, algumas **ausências** ou a insignificância de espécies ou táxons supra-específicos também podem ser destacadas na MN dos Aparados. Entre as espécies de pteridófitas, nenhuma de Cyatheaceae e pouquíssimas de Thelypteridaceae; entre as gimnospermas, nenhuma de *Podocarpus* e quase sem indivíduos reprodutivos de *Araucaria angustifolia*. Entre as dicotiledôneas, não-ocorrência de *Drimys brasiliensis* Miers s.str. (considerada dominante "em vastas áreas na matinha nebular" dos Aparados por Klein 1997b), nenhuma espécie de *Psychotria*, *Cecropia*, *Nectandra*, Annonaceae, Gesneriaceae, poucas espécies de *Miconia*, Flacourtiaceae (nenhuma de *Casearia*), Bignoniaceae e Fabaceae (apenas algumas Mimosoideae, e praticamente sem Caesalpinioideae e Faboideae), quase (praticamente) sem *Piper*, *Eugenia*, *Sloanea*, Meliaceae, Moraceae, Sapindaceae, Sapotaceae, Rutaceae, poucas Lauraceae, Rubiaceae (o aumento na importância destas duas famílias foi considerado reflexo da passagem de matas submontanas para montanas em SP por Lacerda 2001:71) e Euphorbiaceae (espécies desta ocorrendo especialmente nas bordas). Entre as monocotiledôneas, nenhuma espécie de Arecaceae e Araceae, e relativamente poucas espécies de Bromeliaceae e Orchidaceae (a pequena ocorrência das 3 últimas já tinha sido destacada por Leite & Klein 1990:120). A raridade de xaxins em certas matas altimontanas (da Jamaica; Grubb & Tanner 1976:340) e nebulares (da Venezuela; I. Roth 1990:13) já foi destacada (embora não seja comum), mas as palmeiras eram bastante características nestas últimas. Espécies de Araceae trepadeiras ou epifíticas e de Piperaceae são bons indicadores climáticos de umidade (Richter 1992), mas provavelmente a maioria delas não resiste às baixas temperaturas das MNs no inverno; *Peperomia* pode ser encontrado em áreas um pouco mais frias (Richter 1992), o que confirmamos em nosso estudo, inclusive com a ocorrência de uma espécie endêmica.

Encontramos apenas 6-8 indivíduos de *Podocarpus lambertii* Klotzsch (pinheirinho) nas proximidades do Morro da Igreja, todos com 0,4-0,5 m de altura, plantados a cerca de 1,5m do acostamento do km 14 da estrada, em campo semiturfoso a 1750 m de altitude; eles permaneceram com a mesma altura durante 4 anos de observações, parecendo demonstrar total falta de condições para crescer naquele ambiente; nas 3 outras áreas amostradas, nunca encontramos qualquer indivíduo sequer próximo das MNs amostradas. Klein (1979, 1997b) a considerou uma espécie importante nas MNs. Em relação às duas espécies de *Podocarpus* do sul do Brasil, supomos que ocorra com elas o mesmo que com a venezuelana *P. oleifolius*, a qual não atinge altitudes acima da "timberline" (faixa altitudinal que corresponde ao limite superior da ocorrência de mata contínua; ver Wardle 1985, Young 1991, Armand 1992, Leuschner 1996, Cuevas 2000, Jobbágy & Jackson 2000) por não ter mecanismos de resistência ao congelamento (Cavieres *et alii* 2000).

Segundo Veloso & Strang (1970:41), *Podocarpus sellowii* Klotzsch (pinheirinho; mesmo nome popular que a outra espécie do gênero) domina nas MNs de "Ubirici" [*sic*] e São Joaquim, juntamente com a bracatinga e mirtáceas, e as MNs na borda da "cuesta" na Serra do Rio do Rastro também têm grande densidade de "pinheirinho" (p.43), neste caso sem identificar a espécie (os autores haviam citado corretamente *P. lambertii* para a região de Papanduva, p.40). Quanto à primeira região, como não há uma especificação do local, é possível que eles refiram-se a pinhais degradados, onde a neblina também é comum e o pinheirinho pode ser abundante, só que a espécie é *P. lambertii* (a outra espécie nunca foi encontrada no planalto de SC ou do RS; portanto, os autores enganaram-se na identificação); em relação à segunda região, repetimos que, durante todas as expedições aos vários locais nas proximidades e na Serra

do Rio do Rastro, jamais encontramos um indivíduo de *Podocarpus*, de qualquer espécie; a única alternativa para não considerarmos que os autores citados equivocaram-se é que esta espécie tenha sido inteiramente dizimada na área menos de 20 anos depois da passagem daqueles autores (1966), o que é muito improvável. Também Prance (1989:125) cita *P. sellowii* para as matas do planalto meridional sul-brasileiro; ele não parece diferenciar o pinhal da mata da bacia dos rios Paraná e Uruguai, mas achamos pouco provável a ocorrência da espécie nestas matas, embora exista coleta dela no oeste de SP (GJS, obs. pess.). Lima (1967) e especialmente Duarte (1973) apresentam amplas discussões sobre a distribuição destas duas espécies, embora nada tratem quanto à ocorrência em MNs.

Várias outras espécies consideradas características, comuns, abundantes ou dominantes na MN por diferentes autores não foram encontradas por nós nas MNs dos Aparados (entre parênteses, citamos os autores que consideraram a espécie importante na MN): *Ilex brevicuspis* (Klein 1997b), *Ilex dumosa* (Reitz *et alii* 1983, Roderjan & Kuniyoshi 1987), *I. pseudobuxus* (Klein *et alii* 1986), *Gaultheria ulei* (Behling 1995, 1997b), *Eugenia pluriflora* (Klein 1978, Leite & Klein 1990, Leite 1994), *Gomidesia palustris* (Falkenberg & Voltolini 1995), *Schoepfia brasiliensis* (Klein 1978; dita "quase exclusiva" desta formação [Klein 1967a], provavelmente só ocorre na MN da Serra do Mar, além de também existir em mata de encosta, restinga, pinhal, caatinga, etc.), além de *Clusia parviflora* ("*criuva*"), *Erythroxylum cuspidifolium* e *Symplocos celastrina* (Roderjan & Kuniyoshi 1987; a primeira é comum na MN do Morro do Baú, em SC, e as outras duas talvez só ocorram nas MNs do PR). Klein (1967a) considera duas espécies de *Ilex* (não especificadas) como subdominantes na MN, mas se contradiz em Klein (1967b), onde apenas *I. microdonta* é considerada abundante e importante na MN, e as demais espécies ocorrentes na MN geralmente são ditas raras, ou até muito raras. "*Eugenia obtecta*", citada por Klein (1978), na verdade deve ser *Myrcia obtecta* (descrita como *Aulomyrcia obtecta* Berg, mas nunca transferida para *Eugenia*), exemplificando como um erro pode ser repetido e persistir por muitos anos, pois a mesma "espécie" foi considerada caracterizadora da MN por Leite & Klein (1990:120) e Leite (1994:80); isto também confirma o alto grau de confusão e desinformação que envolve as MNs, pois como pode uma espécie **inexistente** ser considerada durante tanto tempo e repetidamente como importante em uma formação?? É evidente que se aplicam neste caso, como em muitos outros, as frases citadas por Powledge (1998) e incluídas no início deste capítulo.

Teixeira & Coura Neto (1986:568-74) citam 49 espécies arbóreas da floresta ombrófila densa altomontana, uma parte do que eles consideravam que seria a MN senso Rambo; encontramos apenas 25 das 49, significando que quase a metade **não** foi encontrada; estas 24 não foram achadas nas MNs que amostramos: *Ilex brevicuspis*, *I. dumosa*, *Jacaranda puberula*, *Dasyphyllum spinescens*, *Sloanea monosperma*, *Croton celtidifolius*, *Sebastiania klotzschiana*, *Casearia decandra*, *C. obliqua*, *C. sylvestris*, *Nectandra grandiflora*, *N. lanceolata*, *N. megapotamica*, *Ocotea puberula*, *Persea venosa*, *Erythrina falcata*, *Mollinedia elegans*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Eugenia uniflora*, *Gomidesia palustris*, *Myrcia multiflora*, *Myrciaria rivularis*, *Pseudocaryophyllus acuminatus* e *Alseis floribunda*. Também não encontramos qualquer exsicata destas espécies coletada nas áreas que foram amostradas em nosso estudo e nem registro de coleta delas em área de mata altimontana pela equipe do Projeto Radambrasil, o que impossibilita qualquer conclusão sobre a presença ou ausência delas nas MNs dos Aparados. Não descartamos a possibilidade de algumas virem a ser encontradas em outras áreas não incluídas em nosso estudo, mas duvidamos que isso venha a ocorrer com muitas delas. Os mesmos autores apresentam outra lista (p.589-93), com 103 espécies arbóreas da floresta ombrófila mista altomontana, outra parte do que eles consideravam que seria a MN senso Rambo; esta lista tem pouco valor para nosso estudo, pois evidentemente foi baseada principalmente em áreas ocupadas por pinhais, que representam a grande maioria da área desta formação; 48 espécies desta lista foram encontradas por nós nas MNs e 55 **não**, mas coletamos várias destas últimas em pinhais em altitudes abaixo das MNs.

Roderjan *et alii* (1999) encontraram 11 espécies arbóreas em comum nas 4 áreas de MNs que estudaram no PR; estas 11 espécies representaram entre 38 e 65% das floras amostradas, parecendo indicar um razoável nível de similaridade arbórea entre tais MNs, o que pode ser também auxiliado pelas altitudes serem bem similares, entre 1300 e 1500 m. Destas 11, *Eugenia neomyrtifolia*, *Ocotea catharinensis*, *Podocarpus sellowii* e *Tabebuia catarinensis* não foram encontradas por nós nas MNs dos Aparados.

Meira Neto *et alii* (1989) listam 52 espécies indicadoras de "florestas de altitude do sul-sudeste do Brasil", obtidas a partir de estudos realizados em altitudes superiores a 1000 m. A lista, porém, não é

representativa das MNs dos Aparados, já que apenas 11 destas espécies foram encontradas por nós nas MNs: *Senecio brasiliensis*, *Tabebuia alba*, *Rhipsalis houlletiana*, *Lamanonia ternata*, *Cabralea canjerana*, *Allophylus edulis* e *Solanum pseudoquina*, todas com pequena participação nas MNs, além de *Galium hypocarpium* e *Myrsine umbellata*, com participação um pouco maior, e *Prunus sellowii* e especialmente *Fuchsia regia*, com bastante importância nas MNs dos Aparados. Cerca de 25 das demais espécies geralmente ocorrem na mata atlântica de encosta, em altitudes quase sempre inferiores a 1000 m no sul do Brasil, e cerca de 15 outras não chegam às latitudes dos Aparados, possuindo uma distribuição mais setentrional.

Salis *et alii* (1995) citam 24 espécies de SP encontradas aí apenas em áreas de maior altitude (acima de 700 m) e/ou com climas mais úmidos e frescos; destas espécies, só *Clethra scabra* e *Sapium glandulatum* foram encontradas por nós nas MNs dos Aparados, onde foram raras, o que parece reforçar a diferenciação, mostrada no parágrafo anterior, destas MNs em relação às matas paulistas e/ou do sudeste brasileiro já estudadas fitossociologicamente até o momento. Uma forte diferenciação também é mostrada por Meira-Neto & Martins (2000), considerando a flora do estrato herbáceo-arbustivo de 19 matas do sul-sudeste brasileiro e do leste do Paraguai, onde as duas matas sul-rio-grandenses (Esmeralda, um pinhal planaltino, e Torres, uma mata atlântica de planície, mas ambas consideradas florestas ombrófilas densas por Meira-Neto & Martins, o que parece um equívoco quanto a Esmeralda, que seria classificada como floresta ombrófila mista no sistema do Projeto Radambrasil) foram as mais dissimilares em relação a todas as 19; tal diferenciação extrema deve-se em parte a ter sido estudada nelas apenas a vegetação herbácea, não sendo incluídas espécies arbustivas e nem plantas jovens de espécies arbóreas, que certamente reduziriam a dissimilaridade delas em relação às outras matas consideradas por Meira-Neto & Martins (2000).

Oliveira-Filho & Fontes (2000) selecionaram 65 espécies arbóreas associadas com matas pluviais e matas semidecíduas, ambas de maior altitude e da Floresta Atlântica do sudeste brasileiro; destas, apenas *Weinmannia paulliniifolia* foi um elemento importante nas MNs, e a única outra espécie encontrada por nós nas MNs foi *Clethra scabra*, observada apenas na MN da Serra da Rocinha, mas que é muito mais abundante na mata atlântica de encosta e no pinhal. Metade destas 65 espécies ocorre na mata atlântica de encosta em SC, mas bem poucas (menos de uma dezena) ocorrem no pinhal de SC e do RS. Como nos outros estudos feitos no sudeste, este de Oliveira-Filho & Fontes também não é representativo das matas sul-brasileiras e muito menos das MNs, embora nem pretenda sê-lo, apesar de ter incluído vários levantamentos feitos no Paraná.

Vários autores citados por Stadtmüller (1987) consideram que a presença de Cyatheaceae é típica das matas nebulares tropicais, e este autor mostra um mapa da distribuição da família como um indicador adicional para a área de ocorrência destas matas, observando que a localização delas "coincide, em um grau muito grande, com a distribuição contígua da família". Em relação às MNs dos Aparados, destacamos a não-ocorrência de espécies de Cyatheaceae *s. str.*, mas *Dicksonia sellowiana* (xaxim-bugio) foi muito abundante (especialmente como jovem), e durante muito tempo e pela maioria dos autores ela foi mantida em Cyatheaceae, onde Stadtmüller e os autores que ele cita parecem incluir todos os xaxins. Assim considerando, a presença desta espécie contribuiria para a atribuição de um caráter tropical às MNs dos Aparados. A ocorrência de espécies de Cyatheaceae especialmente na mata atlântica de encosta, onde foram consideradas "indicadores precisos na estratificação" no RJ por Guedes-Bruni *et alii* (1997), e algumas espécies também no pinhal, juntamente com a ausência delas na MN, parece ser um critério adicional que pode auxiliar na distinção destas 3 formações no sul do Brasil.

Sehnem (1977, 1979) cita 14-15 espécies pteridofíticas consideradas exclusivas, no sul do Brasil, das MNs, e 67 outras que ocorrem nestas MNs e também em outras formações, assinalando, assim, 82 espécies para a flora pteridofítica da MN, de um total de cerca de quinhentas espécies de filicíneas de todo o sul do Brasil. Em nosso estudo, as pteridófitas realmente mostraram-se um grupo muito importante nas MNs, correspondendo a 68 espécies ou cerca de 15% do total de espécies encontradas nesta formação, além de outras 12 só registradas na transição VR/MN, e nesta com grande destaque para os gêneros *Lycopodium* e *Thelypteris*, pouquíssimo representados nas MNs dos Aparados. Tal percentual confirma a grande importância das pteridófitas nas matas montanas tropicais (Kessler *et alii* 2001), onde chegam a representar até 19% da flora vascular de uma região (Young & León 1990). Das 14 espécies de filicíneas típicas das MNs sul-brasileiras (Sehnem 1977:51), encontramos 10 delas nas áreas de MN amostradas nos Aparados, só não encontrando *Asplenium langsdorffii* (que parece ser muito semelhante ou idêntica a *A.*

martianum; das duas coletas sul-brasileiras da primeira espécie, uma [Sehnem 966, não localizada] é citada na FIC também como pertencente à segunda espécie), *Elaphoglossum lineare*, *Grammitis schenckii* (que talvez não ocorra acima de 1000 m de altitude nos Aparados) e *Polypodium subinaequale* (endemismo sul-brasileiro, conhecido por 5 coletas do RS, uma de SC [Brusque] e duas do PR; é aparentemente uma espécie de *Grammitis*).

Em matas costarriquenhas, há diferenças na riqueza dos 2 gêneros de Hymenophyllaceae em função da altitude, pois as espécies de *Trichomanes* geralmente ocorrem em menores altitudes e *Hymenophyllum* possui mais espécies em altitudes maiores, havendo um relativo equilíbrio na riqueza destes gêneros em torno de 1500 m de altitude (de la Sota 1971). Labiak & Prado (1998) encontraram total equilíbrio nesta riqueza a 10 m de altitude, em mata atlântica de planície, com 5 espécies de cada gênero. Nas MNs dos Aparados, entre 1200 e 1750 m de altitude, há um total predomínio de *Hymenophyllum*, sendo *Trichomanes* observado apenas nos pinhais próximos à MN, em altitude de 1100 m (Serra do Corvo Branco), confirmando a diferença de riqueza dos gêneros com a altitude, mas o suposto equilíbrio provavelmente seria atingido em altitudes inferiores às da MN.

Em um remanescente de cerca de 17 ha de mata atlântica de encosta, a cerca de 20 km dos Aparados, em altitudes de 256-285 m, com um dossel de 15-20 m de altura, Citadini-Zanette (1995) encontrou 172 espécies arbustivo-arbóreas e 142 de lianas, ervas e epífitos, totalizando 314 espécies vasculares, das quais apenas 30 eram pteridófitas (menos de 10% da riqueza total) e todas as demais eram angiospermas (Tabela 4.3). O * indica táxons que **não foram os mais ricos** nas MNs dos Aparados, sendo, portanto, indício de **dissimilaridade** (familiar ou genérica). Mesmo sendo uma mata de baixa altitude, este trabalho foi incluído aqui por ser a lista florística mais rica de uma área florestal próxima dos Aparados.

Num parque em SP, Meira Neto *et alii* (1989) encontraram 362 dico e 53 monocotiledôneas, totalizando 415 espécies, riqueza atribuída à diversidade de ambientes, à variação edáfica (solos predominantemente arenosos ou areno-barrentos) e à baixa perturbação; seus dados parecem demonstrar grande diferença em relação aos táxons mais ricos nas MNs dos Aparados, especialmente entre os gêneros. Para matas de topo de morro na Serra do Mar em SP, Mantovani *et alii* (1990) citam uma centena de espécies.

Em mata montana com altitudes entre 900 e 1500 m e dossel médio de 15 m de altura numa reserva no RJ, Guedes-Bruni & Lima (1994) encontraram 973 espécies vasculares (88 pteridófitas, 659 dico e 224 monocotiledôneas). Para a mesma área, mas incluindo também várias espécies dos pequenos trechos de campos de altitude e afloramentos rochosos, acima da mata montana, Lima & Guedes-Bruni (1997a) citam 1103 "espécies/infraespécies" (80 pteridófitas e 1023 espermatófitas); chama atenção a redução da riqueza de pteridófitas, mas tal número é confirmado por Sylvestre (1997).

Em mata semicaducifólia montana, cujas altitudes não foram informadas (mas situam-se entre 900 e 1400 m), floristicamente semelhante à mata atlântica de encosta de SC, Oliveira-Filho & Machado (1993) encontraram 277 espécies arbustivas e arbóreas numa serra de MG. Em "matas ripárias e capões de altitude" entre 1000 e 1300 m em MG, Meguro *et alii* (1996b) encontraram 394 espécies vasculares. Também em mata ripária de MG, van den Berg & Oliveira-Filho (2000) encontraram 162 espécies arbóreas e arbustivas. Chama atenção que, nestes 3 estudos em MG, praticamente todos os gêneros mais ricos naquele estado foram distintos dos mais ricos nas MNs dos Aparados, indicando uma dissimilaridade neste nível talvez maior que a das MNs sul-brasileiras em relação a matas andinas ou centro-americanas.

Em matas montanas peruanas (4°30'S a 7°24'S), entre 1500 e 2800 m, Dillon *et alii* (1995) registraram cerca de 1100 espécies vasculares, mas apresentam apenas a lista de gêneros e o número de espécies em cada local, demonstrando uma relativa semelhança com as famílias mais ricas das MNs dos Aparados, mas não com os gêneros mais ricos, embora todos estes gêneros das matas peruanas (exceto um) tenham sido encontrados também nas MNs dos Aparados, só que com riquezas geralmente bem menores, e a maior parte dos demais gêneros também ocorre na mata atlântica sul-brasileira. Ainda no Peru, Cano *et alii* (1995) encontraram 446 espécies de angiospermas em matas altimontanas entre 2600 e 3600 m de altitude, mencionando apenas os nomes dos gêneros, mas não citando as espécies e nem a riqueza de cada gênero.

Tabela 4.3 – Famílias e gêneros mais ricos em levantamentos de matas neotropicais montanas ou nebulares. * indica um táxon que não foi dos mais ricos nas MNs dos Aparados.

Região; riqueza; fonte	Famílias mais ricas	Gêneros mais ricos
Aparados da Serra Geral, SC/RS, 1200-1800 m altitude; 461 espécies vasculares; **Este estudo**	Asteraceae (86), Melastomataceae (26), Myrtaceae (22), Poaceae (19), Solanaceae (18), Polypodiaceae (17), Cyperaceae (14), Dryopteridaceae (10) e Orchidaceae (9)	*Baccharis* (29), *Leandra* (18), *Solanum* (16), *Eupatorium* (14), *Myrceugenia* (12), *Asplenium* (8), *Blechnum* (8), *Begonia* (8), *Mikania* (7) e *Senecio* (7)
Orleans, SC, 17 ha de mata atlântica de encosta, 270 m altitude; 314 espécies vasculares; Citadini-Zanette 1995	Myrtaceae (24), Melastomataceae (22), Orchidaceae (20), Rubiaceae* (18), Bromeliaceae* (15), Lauraceae* (13), Piperaceae* (12), Fabaceae* s.l. (11), Solanaceae (11), Bignoniaceae* (8), Polypodiaceae (7), Euphorbiaceae* (7) e Asteraceae (6)	*Miconia** (10), *Eugenia** (8), *Ocotea** (7), *Peperomia** (7), *Leandra* (6), *Psychotria** (6), *Vriesea** (6), *Begonia* (5), *Solanum* (5), *Asplenium** (4), *Polypodium** (4), *Mollinedia** (4) e *Myrsine** (4)
Serra do Mar, SP, 805 ha de mata atlântica de encosta, 750-900 m altitude; 480 espécies vasculares; Custodio Filho 1989	Orchidaceae (68), Melastomataceae (43), Asteraceae (39), Solanaceae (21), Fabaceae* (17), Myrtaceae (16), Lauraceae* (15), Rubiaceae* (11), Begoniaceae (10), Myrsinaceae* (10) e Piperaceae* (10)	*Leandra* (14), *Pleurothallis** (12), *Solanum* (11), *Tibouchina** (11), *Begonia* (10), *Miconia** (10), *Eupatorium* (7), *Myrsine** (7), *Ocotea** (7), *Mikania* (6) e *Piper** (6)
Atibaia, SP, 245 ha de mata semicaducifólia de altitude, 900-1440 m altitude; 415 espécies vasculares; Meira Neto *et alii* 1989	Asteraceae (33), Fabaceae* s.l. (28), Myrtaceae (26), Rubiaceae* (25), Orchidaceae (16), Lauraceae* (15), Piperaceae* (14), Solanaceae (11), Euphorbiaceae* (10), Malpighiaceae* (10) e Melastomataceae (10)	*Eugenia** (15), *Peperomia** (8), *Solanum* (8), *Eupatorium* (7), *Ocotea** (7), *Psychotria** (6), *Rhipsalis** (6), *Maytenus** (5), *Miconia** (5), *Zanthoxylum** (5), *Cassia* s.l.* (4), *Ficus** (4), *Passiflora** (4) e *Piper** (4)
Macaé de Cima, RJ, 900-1500 m altitude; 973 espécies vasculares; Guedes-Bruni & Lima 1994	Melastomataceae (60), Fabaceae* (50), Myrtaceae (47), Lauraceae* (45), Rubiaceae* (45), Asteraceae (40), Bromeliaceae* (37) e Orchidaceae (35)	*Ocotea** (23), *Begonia* (20), *Leandra* (18), *Miconia** (17), *Piper** (14), *Solanum* (14), *Myrcia** (12), *Psychotria** (12), *Vriesea** (12), *Inga** (11), *Mikania* (9), *Passiflora** (9) e *Tibouchina** (9)
Macaé de Cima, RJ, 900-1500 m altitude; 1103 "espécies/infraespécies" vasculares; Lima & Guedes-Bruni 1997a	Orchidaceae (229, sendo 184 epifíticas), Melastomataceae (73), Rubiaceae* (53), Fabaceae* (51), Myrtaceae (47), Bromeliaceae* (46, sendo 40 epifíticas), Lauraceae* (44, subestim.) e Asteraceae (42)	*Pleurothallis** (32), *Miconia** (27), *Ocotea** (25), *Leandra* (24), *Oncidium** (22) e *Begonia* (20)
Itutinga, MG, 920 m altitude, floresta de galeria; 162 espécies vasculares lenhosas; van den Berg & Oliveira-Filho 2000	Myrtaceae (14), Fabaceae s.l.* (13), Lauraceae* (13), Euphorbiaceae* (10), Rubiaceae* (9), Melastomataceae (8, incl. Memecyl.), Annonaceae* (5), Clusiaceae* (5), Flacourtiaceae* (5) e Myrsinaceae* (5)	*Ocotea** (7), *Casearia** (4), *Miconia** (4), *Myrcia** (4), *Myrsine** (4), *Aspidosperma** (3), *Calyptranthes** (3), *Cordia** (3), *Machaerium** (3), *Nectandra** (3), *Piper** (3), *Protium** (3)
Tiradentes, MG, mata semicaducifólia montana; 277 espécies vasculares lenhosas; Oliveira-Filho & Machado 1993	Fabaceae* (29), Myrtaceae (28), Melastomataceae (17), Rubiaceae* (15), Lauraceae* (13), Euphorbiaceae* (12), Annonaceae* (8), Asteraceae (8) e Solanaceae (7)	*Miconia** (12), *Eugenia** (6), *Myrcia** (6), *Nectandra** (6), *Machaerium** (5) e *Myrsine** (5)
Serra do Cipó, MG, 1000-1300 m altitude, matas ripárias e capões de altitude; 394 espécies vasculares; Meguro *et alii* 1996b	Fabaceae* (26), Myrtaceae (26), Rubiaceae* (20), Asteraceae (19), Melastomataceae (19), Lauraceae* (15), Malpighiaceae* (13), Euphorbiaceae* (11) e Polypodiaceae (10)	*Myrcia** (14), *Ocotea** (10), *Miconia** (8), *Psychotria** (6), *Mikania* (5), *Senna** (5), *Tibouchina** (5), *Leandra* (4) e 7 outros gêneros* (4 cada)
Peru, 1500-2800 m altitude; ca. 1100 espécies vasculares; Dillon *et alii* 1995	Asteraceae (78), Orchidaceae (59), Solanaceae (56), Poaceae (47), Rubiaceae* (40), Melastomataceae (39), Piperaceae* (39), Bromeliaceae (35), Polypodiaceae (27), Fabaceae* (25) e Scrophulariaceae* (25)	*Solanum* (25), *Miconia** (20), *Piper** (20), *Tillandsia** (19), *Peperomia** (18), *Calceolaria** (16), *Elaphoglossum** (12), *Asplenium* (11), *Polypodium** (11), *Oncidium** (11) e *Passiflora** (11)

continua

Tabela 4.3 - conclusão

Peru, Parque Nacional Manu, 2600-3600 m altitude; 446 espécies de angiospermas; Cano *et alii* 1995	Asteraceae (50), Melastomataceae (27), Ericaceae* (22), Scrophulariaceae* (21), Solanaceae (20), Orchidaceae (15), Campanulaceae* (14), Valerianaceae* (13), Cyperaceae (12), Rosaceae* (12), Poaceae (11) e Bromeliaceae (10)	não citados
Equador, Maquipucuna, 1100-2800 m altitude; 1640 espécies vasculares; Webster & Rhode 2001	Orchidaceae (204), Asteraceae (87), Piperaceae* (79), Araceae* (69), Rubiaceae* (66), Solanaceae (59), Dryopteridaceae (51), Poaceae (47), Polypodiaceae (44; inclui Grammitidaceae), Melastomataceae (40), Fabaceae* (36), Bromeliaceae (35) e Gesneriaceae* (35)	*Peperomia** (41), *Anthurium** (40), *Piper** (38), *Epidendrum** (31), *Solanum* (23), *Asplenium* (19), *Elaphoglossum** (18), *Psychotria** (17), *Diplazium** (16), *Guzmania** (16) e *Philodendron** (16)
Colômbia; 468 espécies vasculares; Silverstone-Sopkin & Ramos-Pérez 1995	Orchidaceae (46), Melastomataceae (40), Rubiaceae* (35), Ericaceae* (30), Gesneriaceae* (23) e Asteraceae (17)	*Miconia** (15), *Cavendishia** (13), *Psychotria** (11), *Anthurium** (10) e *Palicourea** (10)
Colômbia, Serrania de Macuira; 126 espécies vasculares; Sugden 1982a	Orchidaceae (11), Rubiaceae* (10), Bromeliaceae* (9), Polypodiaceae (5), Araceae* (5), Asteraceae (5), Euphorbiaceae* (5), Melastomataceae (5) e Poaceae (5)	*Guzmania** (5, Bromeliaceae) e *Psychotria** (3)
Costa Rica, Cordilheira de Talamanca, 2000-3819 m altitude; 483 espécies lenhosas; Kappelle *et alii* 1991	Rubiaceae* (36), Melastomataceae (31), Lauraceae* (28), Asteraceae (26), Ericaceae* (25), Myrsinaceae* (18), Araliaceae* (16), Poaceae (16) e Solanaceae (16)	*Chusquea** (16), *Miconia** (13), *Ocotea** (12), *Palicourea** (10), *Oreopanax** (9), *Piper** (9), *Solanum* (9), *Ardisia** (8), *Cavendishia** (8, Ericaceae) e *Weinmannia** (8)
Costa Rica, Cordilheira de Talamanca, 2000-3819 m altitude, veg. secundária; 333 espécies vasculares; Van Velzen *et alii* 1993	Asteraceae (35), Polypodiaceae (20), Dryopteridaceae (15), Piperaceae* (11), Rosaceae* (11), Rubiaceae* (11), Myrsinaceae* (10) e Scrophulariaceae* (10)	*Elaphoglossum** (11), *Polypodium** (10), *Peperomia** (9), *Asplenium* (8), *Ardisia** (6) e *Solanum* (6)
Costa Rica, Reserva del Bosque Nuboso de Monteverde, 700-1800 m altitude, 20.000 ha de matas úmidas; + de 2.000 espécies vasculares; Haber 1991	Orchidaceae (275), Rubiaceae* (136), Asteraceae (110), Fabaceae* (87), Melastomataceae (75), Araceae* (68), Solanaceae (65), Poaceae (54), Gesneriaceae* (51), Piperaceae* (51), Bromeliaceae* (47)	*Psychotria** (41), *Maxillaria** (37), *Anthurium** (34), *Pleurothallis** (31), *Solanum* (31), *Piper** (27), *Epidendrum** (26), *Peperomia** (22), *Passiflora** (21), *Miconia** (20) e *Ocotea** (20)
Costa Rica, matas subalpinas, 3000-3500 m altitude; 195 espécies vasculares; Kappelle & van Omme 1997	Asteraceae (25), Dryopteridaceae (12), Ericaceae* (10), Rosaceae* (10), Polypodiaceae (7), Lycopodiaceae* (6), Clusiaceae* (6), Cyperaceae (5), Poaceae (5) e Rubiaceae* (5)	*Elaphoglossum** (8), *Senecio* (8), *Lycopodium** (6), *Polypodium** (5), *Chusquea** (4), *Hypericum** (4) e *Lachemilla** (4; Rosaceae)
Guatemala, matas subalpinas, 3400-3800 m altitude; 144 spp. vasculares; Islebe 1993	Asteraceae (26), Poaceae (17), Rosaceae* (10), Apiaceae (7) e Caryophyllaceae* (7)	*Agrostis** (5), *Cerastium** (4), *Halenia** (4, Gentianaceae), *Senecio* (4) e *Sisyrinchium** (4)
Porto Rico, 1050 m altitude; 98 espécies vasculares; Howard 1968	Polypodiaceae (7), Dryopteridaceae (6) e Melastomataceae (6)	*Diplazium** (4), *Miconia** (4), *Blechnum* (3), *Grammitis** (3) e *Pilea** (3)
México, 1500-2400 m altit.; 393 spp. vasculares; Acosta Castellanos *et alii* 1998	Orchidaceae (32), Asteraceae (23), Rubiaceae* (17) e Melastomataceae (14)	não citados
México, Manantlán, 400-3000 m altitude, 140.000 ha; 2774 espécies vasculares; Vázquez G. *et alii* 1995	Asteraceae (333), Fabaceae* (254), Poaceae (221), Orchidaceae (181), Euphorbiaceae* (100), Solanaceae (71), Rubiaceae* (66), Lamiaceae* (63), Cyperaceae* (54) e Malvaceae* (53)	*Eupatorium* (42), *Salvia** (36), *Desmodium** (34), *Quercus** (33), *Ipomoea** (32), *Euphorbia** (30) e *Solanum* (30)

Numa montanha colombiana, entre 1600 e 2800 m de altitude, com matas nebulares entre 3-6 e 30 m de altura máxima do dossel, além de vegetações aparentemente secundárias e de páramo, Silverstone-Sopkin & Ramos-Pérez (1995) registraram pelo menos 468 espécies de plantas vasculares, tendo identificado 326 até ao nível específico e mostrado suas distribuições geográficas; 13 pteridófitas (21% do total destas) e 21 espermatófitas (8% destas) ocorrem também no sudeste brasileiro (das quais 5 foram encontradas também nas MNs dos Aparados, além *Grammitis cultrata*, não considerada pelos autores para o Brasil), correspondendo a 10% do total das espécies; dos 15 gêneros mais ricos, apenas *Solanum* e *Blechnum* também foram dos mais ricos nas MNs dos Aparados. Em matas nebulares isoladas em 3 picos no litoral colombiano, com altitudes máximas de 735 a 865 m, Sugden (1982a) encontrou apenas 126 espécies vasculares (das quais pelo menos 16 ocorrem na mata atlântica de encosta no sul do Brasil; DBF, obs. pess.) e baixíssimo nível de endemismo (Sugden 1982b, 1983; onde são tratados aspectos da distribuição geográfica das espécies e origem, supostamente recente, das comunidades estudadas).

Em matas primárias e secundárias do Equador, montanas e nebulares, entre 1100 e 2800 m de altitude, Webster & Rhode (2001) encontraram pelo menos 1640 espécies vasculares (228 pteridófitas, 961 dico e 451 monocotiledôneas).

Na Costa Rica, em bosques baixo e altimontanos, bosques subalpinos geralmente anões e vegetação de páramo (também caracterizados por Kappelle 1991), Kappelle *et alii* (1991) listam 483 espécies lenhosas (10 pteridófitas, duas gimnospermas, 27 mono e 444 dicotiledôneas); embora os gêneros mais ricos sejam bastante diferentes dos mais ricos das MNs dos Aparados, parece haver uma razoável similaridade genérica entre as duas regiões, apesar da inclusão de vegetação não-florestal (páramo). Kappelle & Zamora (1995) analisam a distribuição altitudinal das 477 espécies lenhosas encontradas no estudo anterior em matas maduras não-perturbadas, entre 2000 e 3200 m de altitude, eliminando 6 espécies (exclusivas do páramo?) e apresentando os dados apenas por famílias e gêneros mais ricos. Para a mesma região, Van Velzen *et alii* (1993) citam 333 espécies vasculares de matas secundárias entre 2300 e 2800 m de altitude.

Em outra região da Costa Rica, em altitudes de 700 a 1800 m, na "Reserva del Bosque Nuboso de Monteverde" e proximidades, incluindo cerca de 20.000 ha de matas úmidas e mais de 14.000 coletas, Haber (1991) registrou mais de duas mil espécies; também neste caso os gêneros mais ricos são bem distintos dos mais ricos das MNs dos Aparados, mas novamente parece haver uma razoável similaridade genérica, que seria ainda bem maior se a comparação fosse entre o trabalho de Haber e levantamentos na mata atlântica de encosta sul-brasileira, como Klein (1979); Lawton & Dryer (1980) e Nadkarni *et alii* (1995) descrevem melhor a vegetação da flora citada por Haber (1991), e fica evidente que são predominantemente matas com dossel de 20-40 m, dominado por Lauraceae, Sapotaceae e *Ficus*, com muitas Rubiaceae, Melastomataceae, Myrtaceae e Arecaceae na submata, o que as aproxima da mata atlântica de encosta de SC e do RS (ver Jarenkow 1994, Citadini-Zanette 1995). Em MNs subalpinas da Costa Rica, entre 3000 e 3500 m de altitude, Kappelle & van Omme (1997) registraram 195 espécies vasculares (132 dico e 19 monocotiledôneas; as 43 pteridófitas representaram 22% daflora). Em MNs de Porto Rico, a cerca de 1050 m de altitude, Howard (1968:396-402) cita 98 espécies vasculares (das quais 31 são pteridófitas).

Em matas montanas mexicanas, entre 1500 e 2400 m de altitude, Acosta Castellanos *et alii* (1998) identificaram 393 espécies vasculares, das quais 67 eram pteridófitas (correspondem a 17% da flora total); os elementos neotropicais (34%), pantropicais (28%) e cosmopolitas (13%) são predominantes nesta flora regional. Vázquez G. *et alii* (1995) citaram 2774 espécies vasculares para matas tropicais (caducifólias e semicaducifólias, entre 400 e 1700 m de altitude, e mesófilas ou de neblina, entre 1500 e 2400 m), temperadas, vegetação secundária destas matas e pequenas porções de vegetação xerófila de altitude (entre 2500 e 3000 m) nos 140.000 ha da Reserva da Biosfera Serra de Manantlán, México; as 10 famílias mais ricas representaram pouco mais de 50% das espécies. Uma excelente análise florística no nível de família e gênero feita por Rzedowski (1996), para as matas nebulares mexicanas, aborda a composição, as afinidades geográficas, a origem e a história de sua flora.

Mesmo com os estudos acima resumidos, chama atenção a relativamente pequena quantidade de levantamentos florísticos locais ou regionais completos sobre as matas nebulares, especialmente no Brasil, o que dificulta maiores comparações com o nosso. Os dados florísticos de parcelas e estudos fitossociológicos (geralmente em torno de 1 ha de área ou menos) serão tratados apenas no próximo capítulo, para podermos ter uma semelhança maior, em termos da superfície amostrada, entre os

resultados destes trabalhos e os nossos dados. Mesmo assim, também são válidos aqui os comentários que fizemos no último parágrafo da seção 2.8 (capítulo 2) sobre as limitações existentes nas tentativas de comparações florísticas feitas aqui e expostas na Tabela 4.3. No aparentemente mais amplo trabalho sobre a flora arbórea da mata atlântica brasileira, Siqueira (1994) revisou 192 estudos sobre a vegetação arbórea de áreas entre Alagoas e o RS, chegando a uma lista final de 1338 espécies, divididas em 2 grupos florísticos, um no nordeste e outro no sul/sudeste; neste último grupo, encontra-se a maioria das espécies das MNs que foram incluídas em tal estudo, as quais parecem ter, assim, certa importância na diferenciação destes grupos.

Nas MNs dos Aparados, alguns grupos taxonômicos parecem mostrar um gradiente latitudinal de riqueza decrescente no sentido norte-sul, como *Senecio*, *Vernonia*, *Begonia*, *Siphocampylus*, *Solanum*, etc. (Tabela 4.2), mas tal não se repete na maioria dos outros gêneros e nem é tão evidente nos citados. É provável que estas MNs não se prestem muito para este tipo de análise, em virtude da relativamente pequena superfície que ocupam e da baixa quantidade de espécies encontrada na maioria dos gêneros e das famílias, o que dificulta a visualização de possíveis gradientes de riqueza, problema menor em vegetações mais ricas ou com características abióticas mais diferenciadas dentro da região examinada, como as apresentadas pelas matas da Planície Costeira sul-rio-grandense, onde tanto os epífitos (Waechter 1992) quanto as árvores (Waechter & Jarenkow 1994) apresentaram nítidos gradientes como o sugerido pelos 5 gêneros citados neste parágrafo.

4.5. Abundância das espécies e aspectos fitofisionômicos

"Os Aparados são cascatas de mato." (Rambo 1956b:390).

Como em qualquer ecossistema ou tipo vegetacional, a **abundância** das espécies da MN foi muito variável, com espécies representadas por apenas um indivíduo observado (como *Allophylus edulis*, *Miconia* sp., *Solanum alatirameum*) e outras com dezenas de milhares ou mais; além disso, a própria abundância de cada espécie em diversos casos variou bastante de área para área (Tabela 4.9, no final do capítulo). Também foram evidentes muitos indivíduos e/ou populações **acidentais** (senso Grinnell 1922), **marginais** (senso Terborgh 1973, Ohsawa 1984:48-9, Scarano 2000, 2002; significando ocorrências em habitats extremos ou pouco estáveis, não no sentido de margem da mata, como em Ohsawa 1984:50, opondo-se ao interior dela) ou **periférico(a)s** (senso Brown *et alii* 1996) de espécies cuja principal ocorrência é em outros tipos de vegetação; quase todas estas espécies são raras nas MNs, em função de sua pequena abundância aí. Em relação à "marginalidade" destas espécies, evidencia-se aí uma certa semelhança com o epifitismo, pois várias espécies da MN ocupam-na como habitat anômalo, enquanto alguns dos indivíduos da MN apresentam nela um hábito anômalo (epifítico; ver seção 4.6). Não parece simples verificar se há relação entre tais situações e nem conseguimos analisar se há sentido nesta constatação, mas, ainda assim, julgamos conveniente registrá-la. Scarano (2000) também discute a importância da expressão de um novo hábito (que também significa uma nova função ecológica) na ocupação de habitats mais recentes (como a restinga) por algumas espécies supostamente florestais (*Clusia* e bromélias).

Várias espécies foram consideradas abundantes nas MNs em todas as áreas amostradas nos Aparados (Tabela 4.9). Entre as espécies arbóreas, *Drimys angustifolia*, *Mimosa scabrella* e *Ilex microdonta*. Entre as arbustivas, *Baccharis uncinella*, *Eupatorium lymansmithii* e *E. serratum* (esta também subarbustiva). Entre as epifíticas, *Grammitis organensis*, *Polypodium typicum* (Foto 45), *Griselinia ruscifolia* e *Senecio desiderabilis* (as duas últimas também como trepadeiras; foram igualmente abundantes na VR). Também a taquarinha *Chusquea mimosa*, a delicada *Hymenophyllum polyanthos* (erva epifítica ou rastejante terrícola ou rupícola) e o xaxim *Dicksonia sellowiana*, muito mais freqüente como planta jovem (ainda sem tronco desenvolvido) do que como xaxim propriamente dito, que é até relativamente raro nas MNs como um todo, embora haja concentrações de indivíduos adultos em certos lugares, geralmente mais úmidos ou ao longo de riachos, mas nunca o encontramos fértil no interior das MNs. Tais espécies podem ser apontadas como "boas indicadoras" para a caracterização das MNs, contribuindo significativamente para o reconhecimento destas como um tipo vegetacional próprio, ao lado da fitofisionomia peculiar e da riqueza e grande abundância de espécies de *Myrceugenia*.

A distribuição da abundância foi um pouco mais variável entre as áreas amostradas na MN que na VR (cap. 3). Da mesma forma que na VR, as MNs da Serra do Rio do Rastro e do Morro da Igreja apresentaram as distribuições mais semelhantes (Tabela 4.4), e também as espécies **raras** representaram a classe mais numerosa em todas as áreas, atingindo cerca de 1/3 das espécies, mas com percentuais bem inferiores aos encontrados na VR, e foram sempre seguidas pelas **ocasionais**, que representaram em torno de ¼ das espécies. As espécies **muito raras**, se unidas com as raras, levavam as espécies com as menores abundâncias a representar entre 44 e 54% das espécies em cada área. A participação das espécies **abundantes** foi sempre maior que a das **comuns**, sendo estas a classe menos numerosa nas 3 áreas mais ricas e melhor avaliadas. As espécies enquadradas nestas duas classes de maior abundância corresponderam a 18 a 34% do total da riqueza em cada área, mais que o dobro ou o triplo que na VR. A percentagem de espécies cuja abundância não foi avaliada foi de 4% no Morro da Igreja, 6% no Rio do Rastro, 15% no Corvo Branco e 32% na Rocinha (neste caso, determinada especialmente pelo menor número de observações feitas); em relação à última, poderia haver até alguma dúvida quanto à confiabilidade da distribuição da abundância na área, mas, como ela não foi muito diferente da distribuição das demais áreas, acreditamos que esta alta percentagem não chegou a afetar a distribuição estimada. Estes resultados permitem que se faça uma afirmação aparentemente contraditória, mas que é verdadeira para as MNs e provavelmente também para outros tipos vegetacionais: as espécies comuns são as mais raras e as espécies raras são as mais comuns.

Tabela 4.4 – Distribuição da abundância das espécies nas 4 áreas de MNs. Os valores fora dos parênteses representam a percentagem do total de espécies **avaliadas** em cada área, os de dentro são os valores absolutos, r = riqueza.

Classes de abundância	Serra do Corvo Branco (r = 275)	Morro da Igreja (r = 280)	Serra do Rio do Rastro (r = 262)	Serra da Rocinha (r = 210)
Muito raras	20 (46)	14 (37)	18 (45)	10 (15)
Raras	34 (80)	30 (81)	30 (74)	34 (48)
Ocasionais	28 (65)	23 (62)	22 (55)	27 (39)
Comuns	6 (15)	13 (34)	13 (31)	14 (20)
Abundantes	12 (27)	21 (56)	17 (41)	15 (21)

A **fitofisionomia** das MNs é uma das suas características mais importantes e evidentes. A altura das maiores árvores das MNs dos Aparados geralmente varia entre 5 e 9 m, dependendo muito da declividade e da altitude, com uma grande maioria destes indivíduos concentrando-se em torno de 7 m de altura. Segundo Aciesp (1987:91), os cerradões, as matas de cipós e os jundus são as "florestas menos altas do país", tendo de 7 a 12 m de altura média; é muito evidente que as MNs no mínimo deveriam estar acompanhando os 3 tipos de mata citados, para que a afirmação pudesse estar mais próxima da verdade.

O aspecto não muito denso ou mais aberto das MNs em relação a outras formações florestais, mencionado por Sehnem (1977:11), Klein *et alii* (1986), Rizzini *et alii* (1988) e Fernandes (1998), talvez deva-se a perturbações ocorridas nas MNs observadas por tais autores (ver cap. 6), pois é contrariado pela grande densidade das matas nebulares sul-brasileiras (cf. Reitz & Klein 1966:42, Falkenberg & Voltolini 1995; especialmente nas áreas menos impactadas dos Aparados, DBF, obs. pess.; Fotos 37-8 e 41) e das matas de topo de morro da Serra do Mar paulista (Mantovani *et alii* 1990:351), e pela impenetrabilidade das MNs em outras regiões (Beard 1944, 1955; Howard 1968:381). Porém, é confirmado pelo comentário de I. Roth (1990:9) sobre o aspecto relativamente aberto da mata nebular venezuelana em relação a matas de áreas planas; densidades de 500-1000 árvores/ha (DAP >10 cm) são mencionadas pela última autora, comprovando o caráter menos denso destas matas em relação às MNs dos Aparados (ca. 1600-1800 árvores/ha com tal DAP – cap. 5). Também Frahm & Gradstein (1991) consideram possível (nas matas altimontanas) ou característico (em matas subalpinas) um dossel mais aberto nas matas nebulares. Beard (1944:146) caracteriza o "elfin woodland" como uma formação **aberta** de árvores ("open woodland") de cerca de 8 m de altura, que com a submata e os epífitos formam uma mata completamente **impenetrável** ("impenetrable thicket"), o que é no mínimo confuso.

Dusén (1955:74-8) reconhece 2 tipos de mata no alto do Itatiaia: 1) densamente fechadas, escuras e com enormes emaranhados de bambus, nas vertentes do leste; 2) mais abertas, claras, com bambus apenas esparsamente e permitindo a formação de colônias de algumas espécies dos campos, nas vertentes do oeste. Do mesmo modo, Richards (1996:427) reconhece matas altimontanas abertas e fechadas, estas

em áreas mais protegidas. Guedes-Bruni & Lima (1996) referem-se à fisionomia das matas do RJ acima de 1400 m de altitude como "mais baixa e aberta", o que é repetido por Guedes-Bruni (1997), afirmando que se estenderia assim até 1600-1800 m; também Hueck (1953) refere-se às "matas ralas do Itatiaia", mas associadas à "região de araucárias". Dansereau (1947:511) descreve brevemente duas matas com pequenas árvores (7 m de altura) na Serra dos Órgãos, uma a 1975 m, onde "uma *Roupala* constituía 50% da sinúsia arborescente", e outra a 2000 m, "um *Roupaletum*, de um tipo já um pouco diferente", onde a "cobertura arborescente era apenas de 30%", cujo espaçamento e estrutura lembram "formações sub-alpinas e também mediterrâneas"; porém, ele afirma (p.512) que todas estas matas estavam consideravelmente devastadas, embora não fique claro se isto refere-se também às matas que ele descreveu ou apenas à paisagem em volta delas (que seriam, então, fragmentos conservados). Também confusa é a caracterização da mata altimontana do Itatiaia acima de 2000 m de altitude, feita por Segadas-Vianna (1968:18), pois é "uma floresta não muito densa", mas "o estrato arbustivo é extremamente denso"; mais perto do limite altitudinal superior, esta formação ficaria mais baixa (não mais que 4-5 m de altura) e "aberta", diminuindo o epifitismo e a submata tornando-se cada vez mais rarefeita.

Como quase todas as caracterizações do parágrafo anterior são subjetivas, qualquer comparação ou conclusão torna-se muito difícil, o que nos faz deixar um detalhamento mais conclusivo deste aspecto para o cap. 5, onde poderemos discuti-lo através de levantamentos quantitativos da densidade. No entanto, temos convicção de que, nas MNs dos Aparados, uma mata aberta ou pouco densa (Fotos 39 e 43) só ocorre em áreas perturbadas, e temos a impressão de que este pode ser o caso das matas claras de Dusén (1955:76), pois o próprio autor menciona que, nas clareiras deixadas por quedas de árvores, a ocupação se dá inicialmente pelas espécies dos campos, mas aos poucos os arbustos e árvores desalojam tais plantas colonizadoras, o que demonstra a capacidade de ampliação da densidade das espécies lenhosas com o passar do tempo.

As espécies macrofoliadas (Cain *et alii* 1956, Brack & Ruschel 1997) com folhas simples e certa lenhosidade no caule (o que exclui *Begonia*) restringem-se, nas MNs dos Aparados, a *Oreopanax fulvus*, *Cyphomandra mortoniana*, *Gunnera manicata* e *Senecio paranensis*, nenhuma das quais foi considerada abundante em qualquer área que amostramos. Em grandes altitudes do Itatiaia, as espécies com as maiores folhas freqüentemente as tinham pubescentes ou tomentosas (Camerik & Werger 1981), aspectos que geralmente não ocorriam nas espécies com folhas menores; nas MNs dos Aparados, encontramos novamente uma repetição destes padrões, que ainda estão a merecer uma análise mais cuidadosa.

Muito poucas angiospermas lenhosas apresentam folhas compostas nestas MNs (só 3 cunoniáceas, 6 leguminosas, duas proteáceas, *Tabebuia*, *Cabralea* e *Allophylus*, mais da metade com ocorrência bastante rara), o que está de acordo com as caracterizações da formação florestal altimontana de Grubb (1977b, sua tabela 1) e Richards (1996:420) e de matas nebulares porto-riquenhas (Wadsworth & Bonnet 1951), colombianas (Sugden 1982a), venezuelanas (I. Roth 1990:49, Kelly *et alii* 1994) e equatorianas (Madsen & Øllgaard 1994). Também parece haver concordância com a tendência verificada por Stowe & Brown (1981) de maior participação de dicotiledôneas lenhosas com este tipo de folha em áreas com menor precipitação e temperaturas mais elevadas; estes ambientes mais xéricos favorecem limbos de menor dimensão como forma de reduzir gastos energéticos, e folhas compostas seriam uma maneira menos dispendiosa para a planta possuir superfícies foliares que ocupem uma extensa área, sem necessidade de investir em um grande e custoso sistema de ramos lenhosos, o que também é considerado por Tomlinson (1983). Segundo Stowe & Brown, entre 9 e 32% das espécies de dicotiledôneas lenhosas de 36 floras regionais da América do Norte têm folhas compostas, enquanto 4-10% das espécies (especialmente pteridófitas e palmeiras) das MNs equatorianas estudadas por Madsen & Øllgaard (1994) possuíam tal tipo de folha, o mesmo ocorrendo com 9% das espécies arbóreas de uma mata montana no mesmo país (Grubb *et alii* 1963). Nas MNs dos Aparados, verificamos que 14 espécies de dicotiledôneas lenhosas possuem folhas compostas, correspondendo a cerca de 19% delas, mas representando algo em torno de apenas 1-2% dos indivíduos lenhosos. I. Roth (1990) encontrou o menor número de espécies com folhas compostas no componente arbóreo e o maior, no componente herbáceo (abaixo de 1,3 m de altura), representado especialmente por pteridófitas, exatamente o que observamos em todas as MNs dos Aparados.

As árvores e os maiores arbustos da MN dos Aparados comumente apresentam troncos tortuosos, em geral ramificados na base ou em alturas baixas (Fotos 39 e 43-4; ver seção 5.4), com ramos rígidos e copas arredondadas, com folhas geralmente pequenas, discolores, coriáceas e glabras (Falkenberg &

Voltolini 1995), bastante concentradas no ápice de ramos (Foto 44) com entrenós curtos e dispostas muitas vezes em posição ereta ou quase. Nossa atenção foi especialmente atraída pelo aspecto **discolor** das folhas, onde o hipofilo é quase sempre um pouco ou bastante mais claro que o epifilo, sendo isto muito evidente em *Drimys angustifolia* (ver abaixo) e em quase todas as Myrtaceae. Lev-Yadun *et alii* (2002) discutem como nosso entendimento sobre o significado e a função das cores em partes vegetativas ainda é muito pequeno, com o que concordamos plenamente. Embora pareçam predominar folhas glabras ou sem pilosidade evidente, várias espécies possuem pêlos muito densos, formando indumentos claros, como *Mimosa taimbensis*, *Buddleja kleinii*, *Croton* spp., *Solanum sanctae-catharinae*, *S. paranense*, algumas espécies de *Myrceugenia*, mas as espécies com tal tipo de indumento ocorrem especialmente em bordas de MN ou clareiras, exceto as do último gênero. Brewer & Smith (1997) encontraram grande influência dos pêlos foliares sobre a formação, repulsão e localização das gotas e películas de água sobre as superfícies vegetais, sendo que esta umidade pode afetar negativamente a atividade fotossintética das folhas; já Tsukaya & Tsuge (2001) consideram improvável que a densa pilosidade proteja o aparelho fotossintético dos efeitos prejudiciais da chuva, mas não justificam convincentemente sua posição.

I. Roth (1984, 1990) discute detalhadamente a consistência e estrutura das folhas de árvores florestais, mas ainda preferimos o uso do termo "coriácea" no sentido tradicional, mesmo que pouco definido e definível (ver também Turner 1994a,b). Estudos mais detalhados da estrutura interna e externa destas folhas certamente contribuirão decisivamente para um melhor entendimento do comportamento ecofisiológico de tais espécies e, talvez, inclusive para uma melhor classificação das formações florestais sul-brasileiras (ver também Buckley *et alii* 1980, Camerik & Werger 1981). Um bom exemplo são as folhas rijas da flora perenifólia de uma região australiana, resultado da convergência de repetidas esclerificações na vascularização em resposta à baixa disponibilidade hídrica e de repetidos espessamentos na epiderme em resposta aos limitados nutrientes do solo (Cunningham *et alii* 1999). As análises propostas por Richter (1992), levando em conta as folhas (tamanho e consistência) e os tipos biológicos ao longo de gradientes altitudinais, serão muito interessantes para comparar a MN com outras formações vegetacionais dos Aparados, especialmente as florestais, mas também com os campos e a própria VR.

Rosário (2001) examinou deciduidade, textura, largura, espessura e ápice de folhas de espécies do pinhal (várias ocorrentes também nas MNs; uma possibilidade interessante é comparar se tais espécies mantêm as mesmas características nas duas formações ou se apresentam diferenças perceptíveis), tendo encontrado algumas tendências consistentes, mas nem sempre coerentes com os dados das análises de solo, concluindo que seus "resultados produziram mais perguntas que respostas". Apesar da evidente utilidade dos tipos funcionais em algumas análises feitas em diferentes áreas de pesquisa, as conclusões desta autora demonstram as muitas limitações deles e também acabam questionando a própria utilidade das "taxonomias alternativas", sugeridas por Rosário (2001:86) como uma melhor abordagem para a "dinâmica florestal do Rio Grande do Sul".

A caulifloria praticamente inexiste nas MNs dos Aparados, confirmando afirmações de Webster (1995) e Richards (1996:119) de que espécies com este fenômeno são muito mais numerosas nas matas pluviais tropicais de terras baixas que nas montanas; além disto, Gleissner (1999) afirma que a caulifloria raramente é encontrada em climas temperados, mas é comum em famílias tropicais. *Myrrhinium atropurpureum*, com ramifloria, parece ser a única espécie com tal característica nas MNs dos Aparados, produzindo flores em ramos velhos e relativamente grossos. Para Grubb (1977b), nenhuma espécie das matas altimontanas tem caulifloria, mas talvez adotando um conceito restrito deste fenômeno, enquanto Richards reconhece 4 tipos de caulifloria, um dos quais é a ramifloria. Nas MNs dos Aparados, também inexistem espécies arbóreas com raízes tabulares bem desenvolvidas, o que confirma informações de Grubb (1977b), I. Roth (1990) e Richards (1996).

Duas espécies se destacam pela forte influência na fitofisionomia geral das MNs, e especialmente no Morro da Igreja, uma pelas flores vermelhas, com grande impacto especialmente no interior da MN, e outra pela tonalidade parcialmente esbranquiçada das folhas, com maior destaque quando a MN é observada de fora ou do alto. Uma espécie de um gênero exclusivo do sul/sudeste brasileiro, *Sophronitis coccinea*, durante a floração especialmente no inverno e início da primavera, salpica os troncos de vermelho em diversas alturas (com maior ocorrência na metade superior deles), quando suas flores expõem as lindas tépalas (Foto 45). Por outro lado, as folhas eretas e com hipofilo esbranquiçado de *Drimys angustifolia* conferem uma aparência alva ao dossel das MNs do Morro da Igreja e proximidades, ainda mais evidente quando o sol reflete nelas ou quando o vento as agita. Este tom alvo é dado por uma

densa cobertura de ceras epicuticulares, as quais, juntamente com as "tampas" dos estômatos ("stomatal plugs"), afetam bastante a molhabilidade ("wettability") das superfícies foliares (ver também Brewer & Smith 1997) e são parte de um elaborado sistema epidérmico, que resulta numa superfície repelente à água e que mantém sem perturbar a atividade fotossintética mesmo quando as folhas estão expostas às neblinas (Feild *et alii* 1998, 2000). Semelhante tonalidade esbranquiçada no dossel é observável em algumas matas atlânticas de planície, onde ocorre grande abundância de *Clusia parviflora* (mangue-formiga), no litoral catarinense, aparência também devida aos hipofilos esbranquiçados desta espécie.

Outro aspecto fisionômico muito importante no interior das MNs, já destacado por Hueck (1972), Young (1991), Kappelle (1991; *et alii* 1991, 1995a,b), Richards (1996:439), Judziewicz *et alii* (1999:58), Stern *et alii* (1999) e Tabarelli & Mantovani (2000) em outras matas altimontanas neotropicais, é a freqüente ocorrência de grandes tufos de taquarinhas do gênero *Chusquea*. No caso dos Aparados, trata-se quase sempre de *C. mimosa*, cujos colmos de 2-3 cm de DAP e cerca de 5-6 m de altura, muito densamente dispostos (cerca de 25/m^2), impedem completamente a passagem de pessoas e também de outros animais de certo porte, formando desde touceiras de vários metros quadrados e centenas de colmos até minúsculas colônias com poucos colmos. Em áreas com MN de menor estatura, estas taquarinhas chegam ao dossel e até ultrapassam a altura máxima da maioria das árvores, tornando-se então um elemento também importante e muito evidente na fitofisionomia externa das MNs. Outras espécies que também podem formar pequenos tufos às vezes, mas que desenvolvem especialmente tapetes, são as briófitas, com várias espécies terrícolas ocupando áreas de clareiras ou manchas de solo mais iluminadas nas MNs dos Aparados, o que já foi destacado para outras regiões por Schofield (1985) e Frahm & Gradstein (1991); não temos condição de informar se eram espécies epifíticas que caíram e sobreviveram, alastrando-se depois, ou se são espécies diferentes dos epífitos e que desenvolvem-se preferencialmente como terrícolas.

Nas MNs dos Aparados, são muito comuns as árvores com copas hemisféricas e/ou ramificações umbeliformes ou em candelabro, como salientado por Segadas-Vianna (1968:18) para matas do andar "Montanha Superior" no Itatiaia (1700-2000 m de altitude), por Mangen (1993:25) para florestas altimontanas da Nova Guiné e por Richards (1996:448) para matas montanas de maior altitude na África, várias destas matas também relativamente pobres em espécies arbóreas e dominadas por uma única espécie, e também com enorme abundância de epífitos, especialmente criptogâmicos. A fig.17.14 de Richards (1996) é muito semelhante a diversos fragmentos de MNs entre o Morro da Igreja e Bom Jardim da Serra, dominados por indivíduos robustos de *Drimys angustifolia* com copa hemisférica e cercados por campos antrópicos.

4.6. Epifitismo e trepadeiras

Uma das características fisionômicas mais salientes das MNs dos Aparados é a impressionante abundância de epífitos (Fotos 37-8), com grande destaque para os criptogâmicos (diversas espécies de pteridófitas, musgos, hepáticas e liquens), que chegam a cobrir completamente os troncos e principais ramos de muitas árvores, e para *Griselinia ruscifolia*. Considerando apenas os epífitos vasculares, percebe-se igualmente uma enorme quantidade de indivíduos, mas a riqueza de espécies não é tão grande.

As 84 espécies vasculares, os 49 gêneros e as 31 famílias com indivíduos encontrados crescendo epifiticamente nas MNs estão relacionadas na Tabela 4.5. A Serra do Corvo Branco apresentou maior número de espécies epifíticas (48), seguida pela Serra do Rio do Rastro (42), pelo Morro da Igreja (40) e pela Serra da Rocinha (34). Destas espécies, 36 são pteridófitas, uma é gimnosperma, 31 são dicotiledôneas e 16 são monocotiledôneas. Apesar do destaque das pteridófitas epifíticas, que também apresentaram os gêneros mais ricos (*Polypodium* e *Grammitis*, com 6 espécies cada, e *Asplenium*, com 5) e a família mais rica (Polypodiaceae, com 17 espécies, apresentando mais espécies epifíticas que todas as monocotiledôneas juntas), chama atenção que Pteridaceae e Thelypteridaceae não tiveram qualquer espécie com indivíduos epifíticos. Menos da metade das espécies epifíticas foi classificada como habitual (36 espécies), sendo as demais consideradas facultativas (15), acidentais reprodutivas (10), totalizando aí **61 espécies epifíticas não-parasitas com indivíduos adultos**, além das acidentais não-reprodutivas (21) e hemiparasitas (duas).

Foi comum a ocorrência de epífitos acidentais ou eventuais, ou seja, o desenvolvimento de indivíduos epifíticos de 31 espécies geralmente não-epifíticas, como *Poa bradei*, *Luzula campestris*, *Blechnum penna-marina*, *Chusquea mimosa*, *Peperomia mandonii*, *Athyrium filix-femina* e *Leandra*

Tabela 4.5 – Espécies vasculares epifíticas das matinhas nebulares dos Aparados da Serra Geral (SC/RS).

Cat. = categoria epifítica: **An** = acidental não-reprodutiva; **Ar** = acidental reprodutiva; **Fa** = facultativa; **Ha** = habitual; **He** = hemiparasita. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações. **Abundância** como epífito em cada área (escala acors): **a** = abundante; **c** = comum; **o** = ocasional; **r** = rara; **s** = super-rara ou raríssima ou quase ausente ou muito rara; **?** = abundância não estimada. **MN** = ocorrência da espécie nas MNs de cada área, independentemente do hábito.

FAMÍLIA	ESPÉCIE EPIFÍTICA	Cat.	C	I	R	S	MN
Aspleniaceae	Asplenium araucarieti Sehnem	Fa	r	c	o	?	CIRS
	Asplenium divergens Mettenius ex Baker	Ha	s				C
	Asplenium incurvatum Fée	Fa	?	a	c	?	CIRS
	Asplenium martianum C. Christensen	Fa	o	o	o	?	CIRS
	Asplenium cf. raddianum Gaudichaud (=A. brasiliense Raddi)	Fa			r		R
Blechnaceae	Blechnum binervatum (Poiret) Morton & Lellinger (=B. kunthianum)	Fa	s				C
	Blechnum penna-marina (Poiret) Kuhn	Ar		s			CIRS
	Blechnum sp. - epíf S, terr C - forma jovem dum grande terrícola?	An?				s	C S
Dicksoniaceae	Dicksonia sellowiana Hooker	An	s				CIRS
Dryopteridaceae	Athyrium filix-femina (L.) Roth	Ar	s				CIRS
	Elaphoglossum edwallii Rosenstock	Fa?	s				C S
	Elaphoglossum sellowianum (Klotzsch) T. Moore	Ha	?	a	a	?	CIRS
	Rumohra adiantiformis (J.G.A. Forster) Ching	Ar	r				CIRS
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum caudiculatum Martius - t/r, pecíolo alado	Ar?	s				CIRS
	Hymenophyllum magellanicum (Klotzsch) Willdenow - alado-interr.	Fa	?	c	c	c	CIRS
	Hymenophyllum polyanthos (Swartz) Swartz - pequeno	Fa	a	a	a	a	CIRS
	Hymenophyllum rufum Fée (super-piloso)	Fa	o	r	?	?	CIRS
Lycopodiaceae	Lycopodium quadrifariatum Bory	Ha	?	a	a	?	CIRS
Polypodiaceae	Campyloneurum austrobrasilianum (Alston) de la Sota	Ha	?	a	a	c	CIRS
	Campyloneurum fallax Fée [=Polypodium longipetiolatum]	Ha	r		o	r	C RS
	Campyloneurum minus Fée - cartácea	Ha			s		R
	Grammitis achilleifolia (Kaulfuss) R. & A. Tryon	Ha	o		c	c	C RS
	Grammitis sp. (Polypodium albidulum Baker)	Ha	s				C
	Grammitis cultrata (Bory ex Willdenow) Proctor	Ha			s		R
	Grammitis organensis Gardner	Ha	a	a	a	a	CIRS
	Grammitis pilosissima (M. Martens & Galeotti) C.V. Morton	Ha		?			I
	Grammitis punctata Raddi (=Cochlidium paucinervatum)	Fa	r				C S
	Microgramma squamulosa (Kaulfuss) de la Sota	Ha	o		o	o	C RS
	Pleopeltis macrocarpa (Bory ex Willdenow) Kaulfuss	Ha	?	c	a	a	CIRS
	Polypodium catharinae Langsdorff & Fischer	Ha	?		?	?	C RS
	Polypodium hirsutissimum Raddi	Ha	o		o	o	C RS
	Polypodium pectinatiforme Lindman	Ha	?				C
	Polypodium recurvatum Kaulfuss	Ha	r		r		C R
	Polypodium siccum Lindman	Ha			s		R
	Polypodium typicum Fée [=P. pleopeltidis Fée?]	Fa?	a	a	a	a	CIRS
Vittariaceae	Vittaria lineata (L.) J.E. Smith	Ha	o	o	o	?	CIRS
Araucariaceae	Araucaria angustifolia (Bertoloni) Kuntze	An		s			CIRS
Aquifoliaceae	Ilex paraguariensis Saint-Hilaire	An	s				CIRS
Araliaceae	Oreopanax fulvus E. Marchal	An	s				CIRS
Asteraceae	Baccharis brachylaenoides DC.	An		s			CIRS
	Conyza sumatrensis (Retzius) E.H. Walker (=C. floribunda)	An?	s				CIRS
	Mikania orleansensis Hieronymus	An?	s				CIRS
	Senecio desiderabilis Vellozo	Fa?	a	a	a	a	CIRS
	Vernonia discolor (Sprengel) Lessing	An			s		IRS

continua

Tabela 4.5 - Espécies vasculares epifíticas das matinhas nebulares dos Aparados da Serra Geral (SC/RS) - continuação.
Cat. = categoria epifítica: **An** = acidental não-reprodutiva; **Ar** = acidental reprodutiva; **Fa** = facultativa; **Ha** = habitual; **He** = hemiparasita. **Áreas amostradas** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações. **Abundância** como epífita em cada área (escala acors): **a** = abundante; **c** = comum; **o** = ocasional; **r** = rara; **s** = super-rara ou raríssima ou quase ausente ou muito rara; **?** = abundância não estimada. **MN** = ocorrência da espécie nas MNs de cada área, independentemente do hábito.

FAMÍLIA	ESPÉCIE EPIFÍTICA	Cat.	C	I	R	S	MN
Berberidaceae	Berberis kleinii J.R. Mattos	An		s			IR
Bromeliaceae	Aechmea kleinii Reitz	Fa?	r				C
	Aechmea recurvata (Klotzsch) L.B. Smith	Ha	r	r	r	r	CIRS
	Tillandsia montana Reitz	Ha	o				C
	Tillandsia stricta Solander ex Ker Gawler	Ha			o	o	RS
	Tillandsia sp. - aff. araujei Mez [RJ]	Ha		s			I
	Vriesea philippocoburgii Wawra	Ha	r		r		C R
	Vriesea platynema Gaudichaud	Ha				o	S
	Vriesea rastrensis Leme	Ha			r		R
Cactaceae	Rhipsalidopsis rosea (Lagerheim) Britton & Rose	Ha	?	o	a	c	CIRS
	Rhipsalis houlletiana (Lemaire) Lemaire (achatado)	Ha		r	r	r	IRS
	Rhipsalis sulcata A.C. Weber ex Bois (segmentos grossos)	Ha			r	o	RS
Cornaceae	Griselinia ruscifolia (Clos) Taubert	Fa?	a	a	a	a	CIRS
Cunoniaceae	Weinmannia paulliniifolia Pohl ex Seringe	An			s		RS
Flacourtiaceae	Azara uruguayensis (Spegazzini) Sleumer	An		s			CIR
Juncaceae	Luzula campestris (L.) DC. var. ulei (Buchenau) Barros	Ar		s			CI
Loranthaceae	Struthanthus polyrhizus Martius	He	r				C
	Struthanthus uraguensis (Hooker & Arnott) G. Don	He	r	r			CI
Melastomataceae	Leandra pallida Cogniaux	An?		s			CIRS
	Leandra quinquedentata (DC.) Cogniaux	Ar	s				CIRS
	Leandra sublanata Cogniaux	An?			s		C RS
	Leandra sulfurea (Naudin) Cogniaux	Ar?			s		CIRS
Moraceae	Ficus sp. - epíf jovem	An?				s	S
Myrsinaceae	Myrsine coriacea (Swartz) R. Brown ex Roemer & Schultes	An		s			CIRS
	Myrsine cf. wettsteinii (Mez) Otegui	An				s	CIRS
Myrtaceae	Myrceugenia regnelliana (Berg) Legrand & Kausel (=M. ovata)	An		s			CIRS
Onagraceae	Fuchsia regia (Vellozo) Munz	Ha?	a	a	c	c	CIRS
Orchidaceae	Octomeria glazioviana Regel	Ha				?	S
	Oncidium ottonis Schlechter	Ha	r				C
	Pleurothallis sp.	Ha		s			I
	Rodrigueziella gomesioides (Barbosa Rodrigues) Kuntze	Ha	o		o	c	C RS
	Sophronitis coccinea (Lindley) Reichenbach f.	Ha	a	a	a	c	CIRS
Piperaceae	Peperomia mandonii C. DC.	Ar		s			I
	Peperomia pseudobcordata Yuncker	Fa	r	o	c	?	CIRS
	Peperomia trineura Miquel (vertic. carnosa)	Ha		r	r		IR
Poaceae	Chusquea mimosa McClure & L.B. Smith	Ar		s			CIRS
	Poa bradei Pilger	Ar		s			CIRS
Solanaceae	Solanum sanctae-catharinae Dunal	An			s		CIRS
Symplocaceae	Symplocos pentandra (Mattos) Occhioni - folha pequena, lustrosa	An		s			CIRS
Winteraceae	Drimys angustifolia Miers	An		s			CIRS
TOTAL= 31 fams.	TOTAL = 84 espécies: 61 adult./reprod., 21 só jovens e 2 hemipar.						

quinquedentata, todas estas com plantas epifíticas reprodutivas (num total de 10 espécies), isto é, epífitos acidentais senso Benzing (1990) ou casuais senso Fontoura *et alii* (1997), as 5 primeiras no Morro da Igreja e as duas últimas na Serra do Corvo Branco, além de 21 outras espécies com indivíduos epifíticos apenas em estágio não-reprodutivo, que vários autores preferem ignorar e/ou não considerar como um tipo de epífitos. Os 4 primeiros gêneros e *Athyrium*, bem como a família Juncaceae, não são considerados epifíticos por Madison (1977), Kress (1986, 1989) e Benzing (1990), que desconsideram epífitos acidentais; no entanto, *Blechnum* apresentou 3 espécies epifíticas em nosso estudo, sendo *B. binervatum* (=*B. kunthianum*) igualmente considerada epifítica por Waechter (1992) e hemiepifítica escandente por Senna & Waechter (1997). *Rumohra adiantiformis* foi considerada acidental por nós, sendo também predominantemente terrícola para Tryon & Tryon (1982) e Waechter (1998).

A maioria dos epífitos acidentais se desenvolve sobre *Dicksonia sellowiana*, cuja "bainha de raízes adventícias" (Fernandes 2000) ao longo e em volta de todo o tronco forma uma estrutura macia e com textura favorável à deposição e germinação de sementes e esporos. Porém, vários epífitos acidentais também crescem sobre troncos grossos e inclinados de outras espécies (principalmente *Drimys angustifolia*, *Weinmannia humilis* e *Crinodendron brasiliense*), sobre os quais se acumula muita matéria orgânica, formando microssítios receptivos e adequados ao desenvolvimento de plântulas. A grande maioria destes indivíduos epifíticos não chegou a se reproduzir nesta condição. Mais da metade dos indivíduos de *Dicksonia sellowiana* trazidos de uma área próxima dos Aparados, por uma empresa de engenharia, para ornamentação de um novo prédio na UFSC, apresentava epífitos jovens de *Chusquea mimosa*, que era bem mais freqüente que espécies tradicionalmente epifíticas como *Griselinia ruscifolia* e *Senecio desiderabilis*.

Nas MNs dos Aparados, as espécies acidentais representam 37% da flora epifítica regional, variando localmente entre as 4 áreas amostradas: o epifitismo eventual concentrou-se no Morro da Igreja (onde representou 35% da flora epifítica) e em nível menor na Serra do Corvo Branco (19% da riqueza epifítica), sendo menos significativo nas áreas mais meridionais, onde correspondeu a 12% (Serra do Rio do Rastro) e 9% (Serra da Rocinha) da flora epifítica local. Howard (1968) e Weaver (1995) também destacam esta profusão de crescimento epifítico, afirmando que quase toda espécie de angiosperma pode ser encontrada como epífito, ao menos em estágio imaturo, nas matas-anãs de Porto Rico. Breier *et alii* (2001) registraram que 30% das espécies epifíticas crescendo num bosque de *Pinus* a 800 m de altitude na Serra do Mar eram acidentais. Tudo isto parece indicar que este epifitismo acidental relaciona-se muito mais com a alta umidade atmosférica do que com características dos forófitos.

Os epífitos habituais (senso Waechter 1992) ou "verdadeiros" (Benzing 1990, Fontoura *et alii* 1997), que incluem as 36 espécies encontradas nas MNs preferencial ou obrigatoriamente sobre forófitos, estão representados por 5 Orchidaceae (com destaque para *Sophronitis coccinea* [Foto 45] e *Rodrigueziella gomesioides*), 3 Cactaceae, 8 Bromeliaceae e especialmente por muitas pteridófitas, como *Lycopodium quadrifariatum*, *Elaphoglossum sellowianum*, *Campyloneurum austrobrasilianum*, *Grammitis organensis*, *Pleopeltis macrocarpa*, *Polypodium* spp. (exceto talvez *P. typicum*, encontrado como terrícola em quase todas as parcelas fitossociológicas da Serra do Rio do Rastro, mas não nas do Morro da Igreja) e *Vittaria lineata*.

Outras 15 espécies, classificadas como epífitos facultativos (senso Benzing 1990, Waechter 1992), desenvolvem-se com a mesma freqüência ou capacidade tanto no solo (ou às vezes em rochas) como sobre um forófito: *Asplenium araucarieti*, *A. incurvatum*, *A. martianum*, *Hymenophyllum magellanicum*, *H. polyanthos*, *Griselinia ruscifolia*, *Senecio desiderabilis*, *Peperomia pseudobcordata*, etc.; *Aechmea kleinii* foi encontrada uma vez como epífito e outra no chão, o que é insuficiente para definir sua mais freqüente ocorrência.

A baixa estatura das matas em maior altitude tem provocado discussão a respeito dos mais importantes fatores responsáveis pelo pequeno desenvolvimento vertical das árvores (ver cap. 5, seção 5.10). Também os epífitos, nas MNs dos Aparados, são especialmente de pequeno porte, o que poderia indicar causas mais associadas ao clima (baixas temperaturas e fortes ventos) como fatores determinantes do nanismo de elementos da vegetação, pois os epífitos, espécies menos ou não associadas ao solo, parecem ter sido selecionados da mesma forma que as terrícolas, ao contrário do que ocorre nas matas de restinga, onde árvores baixas abrigam diversas espécies epifíticas de porte relativamente grande, as quais provavelmente seriam mais determinadas pelo clima úmido e quente que pelo solo arenoso e pobre. Já Gentry & Dodson (1987b) consideram os epífitos tão relacionados à fertilidade do solo quanto os tipos

biológicos terrícolas, o que nos parece menos provável, mas, se tiverem razão, aí o pequeno tamanho dos epífitos nas MNs dos Aparados poderia estar também associado à pobreza do solo.

As orquídeas epifíticas destas MNs são todas de pequeno porte; o mesmo pode ser dito das poucas bromélias (espécies relativamente pequenas em relação às demais de seu gênero em SC) e da maioria das pteridófitas; as únicas espécies de "grande" porte seriam *Griselinia ruscifolia*, *Senecio desiderabilis* e *Fuchsia regia*, as 3 com um comportamento meio lianoso, além de algumas espécies "filiformes", como *Lycopodium quadrifariatum* (com micrófilos), *Rhipsalis* spp. ("áfilas") e *Vittaria lineata* (folhas lineares). É difícil avaliar o efeito da grande densidade do dossel e da submata sobre os epífitos, mas a freqüente neblina e o intenso sombreamento no interior das MNs podem ser fatores que dificultem o desenvolvimento de muitas espécies epifíticas, o que já foi mostrado por Benzing (1989:136) e talvez seja mais influente no caso de espécies de maior porte e folhagem. Também é possível que o freqüente umedecimento das folhas, como sugerido por Brewer & Smith (1997) e Feild *et alii* (1998, 2000), represente um fator complicador adicional para a atividade fotossintética dos epífitos no interior das MNs. Por outro lado, embora as árvores sejam relativamente baixas, as ervas terrícolas, como menciona Dusén (1955:80), e os arbustos apresentam um porte normal.

O aumento na abundância e riqueza de espécies de briófitas com a ampliação da altitude é uma característica das matas tropicais até perto do seu limite altitudinal (a riqueza é mostrada por Wof 1993, Kessler 2000a), sendo que as matas montanas podem ter uma massa de briófitas 10 vezes maior que a das terras baixas (Gradstein & Pocs 1989, Frahm & Gradstein 1991, Wolf 1993, Freiberg & Freiberg 2000). O padrão de a massa total de briófitas ser inversamente proporcional à massa e à riqueza de plantas vasculares, verificado em vegetação campestre por Virtanen *et alii* (2000) e ocorrente também na VR dos Aparados (cap.3), parece se repetir na vegetação epifítica das matas sul-brasileiras. A riqueza de briófitas epifilas em matas entre 550 e 1650 m de altitude chegou a 111 espécies (98 hepáticas e 13 musgos), com um número médio de 13 espécies por folha e um máximo de 31 espécies sobre uma folha (Aguirre-C. & Castillo 1993); tais briófitas provavelmente disponibilizam nutrientes para o hospedeiro absorver por via foliar (Jordan 1991). Outro padrão ainda mais evidente é o pronunciado aumento na abundância de epífitos não-vasculares [macroliquens foliosos e fruticosos, musgos e hepáticas] (Sipman & Harris 1989, Richards 1996, Zotz 1999) e/ou criptogâmicos (Walter 1986) com a altitude nas regiões tropicais.

Nas regiões montanhosas, estes organismos peciloídricos podem atingir considerável massa na base dos troncos (Schofield 1985) e nas copas das árvores, tanto sobre ramos quanto sobre as folhas, enquanto são praticamente inconspícuos nas terras baixas (Frahm & Gradstein 1991, Zotz 1999), o que foi extremamente evidente nas matas dos Aparados, quando comparamos suas MNs ou os pinhais com as matas de encosta das menores altitudes ou com as matas da planície costeira. Quando crescem sob temperaturas altas e intensidades luminosas baixas, as briófitas montanas sofrem grandes perdas respiratórias (Frahm & Gradstein 1991). Isto contribuiu para Zotz (1999) considerar muito provável que a combinação de contínuas altas temperaturas, elevadas umidades relativas e baixas intensidades luminosas, sugerida por Richards originalmente apenas para as briófitas, seja a mais provável causa para a aparente inadequação dos epífitos não-vasculares às florestas tropicais das terras baixas. No entanto, Hofstede *et alii* (2001) verificaram o exuberante desenvolvimento destes em mata temperada costeira com grande umidade e baixas taxas de evapotranspiração.

Estudos laboratoriais e de campo, com liquens e briófitas, indicam que tais organismos (exceto os liquens crostosos, que podem ser extremamente diversificados e comuns nas terras baixas), por um lado, seguidamente secam durante o dia, o que reduz grandemente seu ganho de carbono, e por outro lado, são freqüentemente hidratados à noite, quando altas temperaturas causam consideráveis perdas respiratórias. Em combinação, tais fatos resultam em freqüentes balanços diários de carbono negativos nas terras baixas, fazendo o crescimento e a sobrevivência muito difíceis, se não impossíveis (Zotz 1999), o que não ocorre nas maiores altitudes, como nos Aparados. Coxson *et alii* (1992) quantificou a liberação de açúcares (frutose, glicose e sucrose) e poliálcoois (manitol, eritritol e glicerol) durante as reidratações que se seguiram aos episódios de dessecação de briófitas durante períodos de seca, estimando uma liberação média anual de 122 kg/ha, que podem apresentar impacto significativo sobre a ciclagem de nutrientes nas matas mais ricas em briófitas, especialmente nos processos de decomposição microbiana e fixação assimbiótica de nitrogênio, muito influenciados pelo aporte de açúcares exógenos. Não encontramos qualquer estudo feito no Brasil que pudesse permitir alguma inferência sobre a importância destes aspectos para os ecossistemas altimontanos do país. Além disso, a fotossíntese das briófitas é

relativamente insensível a temperaturas baixas ou mesmo negativas (Schofield 1985, Wolf 1993), permitindo que este grupo apresente ótimo desenvolvimento em áreas úmidas e frias, como os Aparados. Nadkarni *et alii* (2000) e Santiago (2000) comentam ainda sobre a importância das briófitas epifíticas na colonização dos troncos e ramos das árvores por outras espécies de epífitos, especialmente vasculares, já que as briófitas freqüentemente iniciam o processo de colonização destas superfícies nas matas montanas úmidas; pode-se especular se esta situação não seria similar à questão da facilitação, discutida na colonização de substratos rupestres (ver cap. 3), inclusive por haver várias outras semelhanças entre a VR e a epifítica.

O padrão de as monocotiledôneas representarem pelo menos 50% das espécies epifíticas vasculares ocorre na grande maioria das matas neotropicais (Tabela 4.6), tanto em baixas altitudes, como as mostradas por Gentry & Dodson (1987b, sua tabela 10), Waechter (1986, 1992, 1998), Citadini-Zanette (1995) e Kersten & Silva (2001), como nas elevadas altitudes estudadas por Sugden & Robins (1979), Catling & Lefkovitch (1989), Bϕgh (1992), Kelly *et alii* (1994) e Barthlott *et alii* (2001), enquanto as médias altitudes estudadas por Dittrich *et alii* (1999) e Dislich & Mantovani (1998, considerando apenas as nativas) e uma mata atlântica de planície (Negrelle 1995) apresentaram total igualdade entre as mono e a soma de dicotiledôneas com pteridófitas. Tal padrão não mudou nem nas árvores isoladas estudadas por Hietz-Seifert *et alii* (1996) e nem nas matas secundárias examinadas por Barthlott *et alii* (2001), parecendo mostrar que a degradação ambiental pode não ser suficiente para eliminá-lo, e até o acentuou neste último estudo. Em 4 áreas (referências 7, 14, 20 e 6 [2370 m]), tal padrão foi parcialmente contrariado, mas ainda assim houve evidente predomínio das monocotiledôneas sobre a riqueza individual de dicotiledôneas e pteridófitas. Nas MNs dos Aparados, porém, tal padrão foi **totalmente contrariado**, pois as pteridófitas apresentaram maior riqueza de espécies (34) com indivíduos adultos que mono e dicotiledôneas somadas (27), da mesma forma que numa mata nebular mexicana, com poucas árvores de mais que 20 m de altura (Hietz & Hietz-Seifert 1995b). Segundo Hietz & Hietz-Seifert (1995a), as pteridófitas substituem as bromélias nas matas altimontanas úmidas, o que realmente ocorre nas MNs dos Aparados, onde também as orquídeas são em geral relativamente pouco abundantes.

Numa mata temperada costeira na Nova Zelândia, Hofstede *et alii* (2001) registraram 25 dicotiledôneas, 11 monocotiledôneas, 5 gimnospermas e 20 pteridófitas entre as 61 espécies vasculares epifíticas encontradas (incluindo 6 lianas hemiepifíticas, das quais 5 eram dicotiledôneas e a outra era monocotiledônea), das quais 41 foram classificadas como epífitos facultativos senso Benzing (1990), mostrando uma distribuição muito distinta das observadas nas matas neotropicais da Tabela 4.6, mas que se aproxima da distribuição de epífitos nas MNs dos Aparados quando aqui são considerados todos os tipos de epífito.

A participação das pteridófitas na riqueza de espécies epifíticas com indivíduos adultos (56%) nas MNs dos Aparados foi idêntica à dos maiores valores citados por Nieder *et alii* (1999), para matas de Porto Rico e Veracruz (México; ver Hietz & Hietz-Seifert 1995b), as únicas consideradas por tais autores em que Araceae não teve qualquer espécie epifítica, da mesma forma que nas MNs dos Aparados. Quando consideramos apenas nossos levantamentos fitossociológicos do cap. 5 (Tabelas 5.10 e 5.11, mas excluindo epífitos não-adultos), o percentual das pteridófitas sobe muito e ultrapassa todos os encontrados na bibliografia até o momento, quase chegando à distribuição de epífitos mencionada por Ule (1895:204) para o alto da Serra Geral catarinense: "2 Bromeliaceas, 3 Orchideas, uma Cactacea e uma duzia de Cryptogamas vasculares", onde as pteridófitas também corresponderiam a mais da metade (67%) das espécies epifíticas registradas por Ule. Isto demonstra a capacidade de percepção de um Naturalista do século 19, que, mesmo sem dispor dos requintes atingidos hoje pelas técnicas de quantificação, conseguia visualizar e descrever um padrão que só recentemente começa a ser destacado.

Nas MNs dos Aparados, os epífitos com indivíduos adultos representaram 13% da flora vascular (61/460), quase o dobro do percentual registrado (7%) por Meguro *et alii* (1996b) para "matas ripárias e capões de altitude" em MG, mas bem abaixo do percentual numa mata atlântica de encosta próxima dos Aparados (20%, Citadini-Zanette 1995) e a metade do percentual encontrado (26,5%) na Reserva de Macaé de Cima, RJ, uma área de mata atlântica de encosta (Fontoura *et alii* 1997). O percentual dos epífitos na flora vascular das MNs aqui amostradas ficou dentro da amplitude (12-16%, Gentry 1992) de matas úmidas ("moist"), embora muito abaixo dos 25% esperados para matas super-úmidas ("wet") por Gentry (1992), nas quais pode chegar a 38% da flora vascular (Silverstone-Sopkin & Ramos-Pérez 1995) ou até 45% (Nieder *et alii* 1999). Kelly *et alii* (1994) encontraram os epífitos correspondendo a mais de

50% da flora vascular em uma mata nebular venezuelana, percentual superior aos encontrados em todos os demais estudos. O percentual encontrado por nós talvez não seja estritamente comparável a alguns destes trabalhos, pois certos autores (como Gentry & Dodson 1987b, Hartshorn & Hammel 1994, Meguro *et alii* 1996b) consideram apenas as espécies habitualmente epifíticas e atribuem cada espécie a um único tipo de hábito, o que não foi o nosso caso, onde incluímos também espécies não-tradicionalmente epifíticas, desde que estivessem crescendo e reproduzindo sobre um hospedeiro.

Tabela 4.6. Riqueza de espécies vasculares epifíticas por grupo taxonômico em matas neotropicais. Valores absolutos fora dos parênteses, percentual da flora epifítica vascular entre parênteses.

Local (fonte*)	Altitude (m)	Pteridófitas	Dicotiledôneas	Monocotiledôneas	Total
La Selva, Costa Rica (1,2)	20-137	66 (17)	95 (25)	219 (58)	380
Centinela, Equador (1)	600	38 (11)	84 (25)	213 (64)	335
Macaé de Cima, RJ (3)	880-1720	39 (13)	25 (9)	229 (78)	293
Planície costeira, RS (4)	0-150	43 (17)	37 (15)	170 (68)	250
Río Palenque, Equador (1)	200	28 (12)	69 (29)	142 (60)	238
Barro Colorado, Panamá (1)	130-160	43 (20)	42 (19)	131 (61)	216
La Carbonera, Venezuela (5)	2200-2700	57 (30)	21 (11)	113 (59)	191
Idem, só matas secundárias (5)		20 (25)	6 (8)	81 (67)	81
Tenafuerste, Equador (1)	1000	28 (15)	38 (21)	115 (64)	181
Veracruz, México (6)	720-2370	34 (25)	22 (16)	78 (58)	134
Cajanuma, Equador (7)	2900	34 (26)	39 (29)	60 (45)	133
Torres, RS (8)	5	16 (13)	15 (13)	89 (74)	120
Mérida, Venezuela (9)	2550-2650	30 (27)	4 (4)	75 (69)	109
MNs dos Aparados, RS/SC (17)	1200-1800	36 (43)	31 (37)	16 (19)	84
Veracruz, México (10)	150-400	11 (13)	24 (29)	48 (58)	83
Ilha do Mel (0,3 ha), PR (11)	5-10	16 (21)	8 (10)	53 (69)	77
Parque Barigüi, Curitiba, PR (12)	900	21 (28)	16 (22)	37 (50)	74
Jauneche, Equador (1)	60	5 (7)	18 (25)	49 (68)	72
Itapoá, SC (13)	10	17 (25)	17 (25)	34 (50)	68
Sierra Nevada, Colômbia (14)	1400-3200	20 (29)	19 (28)	29 (43)	68
San Lorenzo, Guatemala (15)	2225	20 (29)	10 (15)	38 (56)	68
Rio Novo, Orleans, SC (16)	255-285	11 (17)	18 (29)	34 (54)	63
MNs dos Aparados, RS/SC (17a)	1200-1800	34 (56)	11 (18)	16 (26)	61
Emboaba, Osório, RS (18)	20	12 (23)	8 (15)	33 (62)	53
Esmeralda, Venezuela (19)	100	11 (21)	6 (11)	36 (68)	53
Parque El Rey, Argentina (20)	800-1700	18 (38)	9 (19)	20 (43)	47
Veracruz (625 m^2), México (21)	1980	22 (56)	5 (13)	12 (31)	39
Reserva USP, SP, só nativas (22)	735-765	10 (29)	7 (21)	17 (50)	34
Serra do Cipó, MG (23)	1000-1300	3 (10)	8 (28)	18 (62)	29
Serranía Macuira, Colômbia (14)	550-800	7 (28)	1 (4)	17 (68)	25
Bom Jardim (0,22 ha), **SC (24)**	1400	16 (64)	5 (20)	4 (16)	25
Veracruz (625 m^2), México (6)	2370	7 (30)	7 (30)	9 (40)	23
Morro da Igreja (0,2 ha), **SC (24)**	1710	12 (75)	3 (19)	1 (6)	16

*Fonte: 1-Gentry & Dodson 1987b, 2-Hartshorn & Hammel 1994, 3-Fontoura *et alii* 1997, 4-Waechter 1992, 5-Barthlott *et alii* 2001, 6-Hietz & Hietz-Seifert 1995a, 7-Bϕgh 1992 (+5 espécies indeterminadas), 8-Waechter 1986, 9-Kelly *et alii* 1994, 10-Hietz-Seifert *et alii* 1996, 11-Kersten & Silva 2001, 12-Dittrich *et alii* 1999, 13-Negrelle 1995, 14-Sugden & Robins 1979, 15-Catling & Lefkovitch 1989, 16-Citadini-Zanette 1995, 17-este estudo (+1 gimnosperma), incluindo todos os tipos de epífito, 17a- idem, só espécies com indivíduos adultos, 18-Waechter 1998, 19-Nieder *et alii* 2000, 20-Brown 1990, 21-Hietz & Hietz-Seifert 1995b, 22-Dislich & Mantovani 1998, 23-Meguro *et alii* 1996b, 24-capítulo 5 desta tese, mas só espécies com indivíduos adultos.

Ewel & Bigelow (1996) destacam a grande correlação entre a precipitação pluviométrica anual e a contribuição dos epífitos para a riqueza de espécies em florestas tropicais, considerando especialmente regiões com até 500 m de altitude. Embora os Aparados sejam a região com maior pluviosidade na costa

atlântica dos 2 estados mais sulinos, a participação dos epífitos na riqueza total da flora vascular atinge valores relativamente baixos, provavelmente devido aos efeitos drásticos das baixíssimas temperaturas mínimas aí ocorrentes, que provavelmente impedem o desenvolvimento de muitas espécies epifíticas tropicais, especialmente de Orchidaceae, Bromeliaceae, *Peperomia*, *Rhipsalis*, Araceae e Gesneriaceae, responsáveis por grande parte da riqueza das matas de encosta em altitudes mais baixas, como mostrado por Citadini-Zanette (1995), e mesmo das matas de planície, como mostrado por Waechter (1992, 1998) no RS e Negrelle (1995) em SC. Por outro lado, Hietz & Briones (1998) mostram que, mesmo em matas nebulares, os epífitos podem apresentar uma série de adaptações xéricas, como folhas coriáceas, escamas foliares, rizomas suculentos, baixas taxas de perda de água não controlada e grande elasticidade das paredes celulares, sendo as 3 primeiras facilmente verificadas também em espécies das MNs dos Aparados.

As orquídeas representaram ¼ a ½ da riqueza de espécies epifíticas em diversas matas neotropicais (Nieder *et alii* 1999), corresponderam a 24% no estudo de Citadini-Zanette (1995), 32% em Waechter (1998) e Dittrich *et alii* (1999), 51% em Waechter (1992:36), e possuíram 5 dos 6 gêneros com maior riqueza epifítica e 63% destas espécies em Macaé de Cima (Fontoura *et alii* 1997). Porém, sua participação na riqueza epifítica das MNs dos Aparados foi muito baixa, tanto na amostragem fitossociológica (ver cap. 5) quanto na florística total (5 orquídeas em 61 espécies epifíticas = 8%). *Sophronitis coccinea* (Foto 45) foi a única orquídea abundante em nosso estudo; nela, Widholzer & Oliveira (1994) constataram suculência foliar no nível morfológico e também no nível de células e tecidos fotossintetizantes, bem como a ocorrência do MAC. A tendência amplamente conhecida de aumento da riqueza e abundância de microrquídeas nas matas tropicais de maiores altitudes (Miller *et alii* 1994) não se confirmou nas MNs dos Aparados, onde as orquídeas estiveram representadas por poucas espécies, e as 5 epifíticas quase se igualaram em número de espécies às 4 terrícolas, mas ambas, mesmo consideradas em conjunto, representaram apenas metade da riqueza de espécies das orquídeas da VR. As orquídeas epifíticas parecem ter uma riqueza bem maior nas áreas próximas do extremo sul dos Aparados, a cerca de 1000 m de altitude, nos pinhais na borda do Taimbezinho, como mostram Baptista *et alii* (1979); é provável que este aumento na riqueza esteja também associado ao maior tamanho das árvores nesta área, já que os forófitos maiores ou mais velhos tendem a possuir maior número de espécies epifíticas (Shaw & Bergstrom 1997). As orquídeas talvez apresentem maior riqueza também nas manchas de MN nas escarpas praticamente inacessíveis em altitudes menores que as amostradas neste nosso estudo, onde quase sempre descemos do planalto até onde o acesso era possível.

Benzing (1987:201) destacou o achatamento que espécies epifíticas de Cactaceae sofreram, provavelmente melhorando sua performance na sombra; nas MNs dos Aparados, *Rhipsalidopsis rosea* e *Rhipsalis houlletiana* apresentaram cladódios achatados, enquanto apenas uma espécie era cilíndrica; já nas áreas mais iluminadas da VR, todas as Cactaceae eram cilíndricas ou arredondadas, exceto *R. houlletiana*, o que parece confirmar a suposição de Benzing (1987).

Chama atenção a não-observação de qualquer espécie de Ericaceae na condição de epífito, nem mesmo acidental, pois Luteyn (1989) destaca o potencial evolutivo da família para o epifitismo facultativo, sendo que 45% das suas espécies neotropicais podem ser epifíticas (inclusive, o autor considera isto uma subestimativa), o que a torna a sexta maior família epifítica nos neotrópicos (Gentry & Dodson 1987b), mas no sul e sudeste do Brasil nenhuma de suas espécies parece ter desenvolvido tal potencial. Pode-se especular se há influência de micorrizas nisto, pois é possível que tais associações simbióticas, comuns nas espécies terrícolas da família, não se desenvolvam numa condição epifítica, onde o nível de formação de micorriza é baixo, mesmo em epífitos cujas famílias geralmente apresentam micorriza, mas todas as 4 espécies epifíticas de Ericaceae analisadas possuíram altos níveis de micorrizas (Lesica & Antibus 1990). Como 97% das espécies de Ericaceae do sul-sudeste brasileiro são endêmicas desta região (Luteyn 1989), e como o epifitismo é considerado uma característica derivada ou recente na maioria dos táxons (Benzing 1990), pode-se especular também sobre uma origem relativamente antiga e isolada para as espécies brasileiras em relação aos epífitos andinos da família, o que estaria de acordo com várias suposições paleofitogeográficas.

As ervas-de-passarinho têm sido tratadas como epífitos ou como um grupo à parte; os que optam por tratá-las separadamente, como Moffett (2000), enfatizam a fonte de nutrientes como uma característica muito importante, que justificaria tal destaque, mas sua participação nas MNs é insignificante (duas espécies de *Struthanthus* apenas), representando somente 0,5% da flora angiospérmica ou 0,4% da flora

vascular total. Os parasitas correspondem a cerca de 3.000 espécies de angiospermas, aproximadamente 1% do total deste grupo (Estabrook & Yoder 1998), sendo cerca de 40% parasitas da parte aérea e 60% parasitas de raízes (Norton & Carpenter 1998). Nas MNs, encontramos apenas **hemiparasitas** da parte aérea, mas, em virtude da raridade destas espécies, nada podemos afirmar sobre alguma possível especificidade em relação aos hospedeiros, discutida por Benzing (1989:135) e Norton & Carpenter (1998). Percebemos apenas que a ocorrência dos hemiparasitas parecia se dar especialmente em bordas de mata e sobre espécies com madeira relativamente mole (*Baccharis* sp., *Mimosa scabrella*), mas também os encontramos sobre um indivíduo de Myrtaceae. *Griselinia ruscifolia* é apontada às vezes como hemiparasita (ver, por exemplo, Klein 1971 e Marchant *et alii* 2002), mas não encontramos confirmação deste suposto comportamento.

Trepadeiras **hemiepifíticas** parecem de certo modo substituir as terrícolas nas matas mais úmidas de terras baixas e também nas matas nebulares de média elevação (Gentry & Dodson 1987b:215). Nas MNs dos Aparados, isto parece real, pois as duas trepadeiras mais abundantes, *Fuchsia regia* e *Senecio desiderabilis*, são ou podem ser hemiepifíticas, indicando uma certa sobreposição nas categorias de epífito e trepadeira, o que contribuiu para decidirmos tratá-las juntas nesta seção. Dusén (1955:83) já mencionou a capacidade da primeira espécie de viver ao menos temporariamente como epífito. Waechter (1992:39) afirma que ambas comportam-se como hemiepífitos primários no interior das florestas ou como plantas rupícolas de paredões rochosos da encosta atlântica. Confirmamos estes comportamentos de *F. regia*, para a qual encontramos a maioria dos indivíduos adultos fixados ao solo, mas uma única plântula crescendo nele, entre muitas dezenas de indivíduos examinados que pareciam ser plântulas ou jovens em crescimento, mas cujos ramos novos sempre revelavam ser de indivíduos caídos das árvores e/ou que estavam brotando a partir de ramos subterrâneos antigos. Plântulas de *F. regia* crescendo como epífitos foram encontradas muitas vezes, o que nos faz pensar que ela pode se comportar de modo semelhante a várias espécies arbóreas mencionadas por Lawton & Putz (1988), que iniciam a vida como plântulas epifíticas, as quais sobrevivem à queda dos seus hospedeiros e posteriormente instalam-se no chão da clareira provocada pela morte do forófito. Na VR, não encontramos sequer uma plântula da espécie entre dezenas de indivíduos aparentemente jovens que foram examinados, os quais eram sempre rebrotações de adultos já instalados. Para *S. desiderabilis*, porém, vários indivíduos aparentemente jovens que arrancamos do solo na MN eram plantas jovens recém-crescidas; por outro lado, plântulas desta espécie crescendo como epífitos foram muito comuns, o mesmo ocorrendo com indivíduos adultos na VR. A comparação entre estas duas espécies poderia indicar uma maior eficiência da dispersão anemocórica de *Senecio* que da zoocórica de *Fuchsia*, tanto para ambientes epifíticos como terrícolas do interior da MN, embora outros aspectos também devam ser considerados antes de se chegar a uma conclusão final. Tal aparente superioridade da dispersão anemocórica já foi sugerida por Kelly *et alii* (1994) para matas nebulares venezuelanas, mas contraria a posição de outros autores sobre uma suposta maior eficiência da dispersão zoocórica (ver seção 4.7). Feild & Dawson (1998) analisam as mudanças no padrão de uso dos recursos por uma espécie que passa de estágios epifíticos e hemiepifíticos a terrícolas; aspectos deste estudo provavelmente são aplicáveis às duas espécies comentadas acima, bem como a *Griselinia ruscifolia*, que também possui hábitos semelhantes aos destas.

As **trepadeiras** constituem um importante componente florístico, estrutural e funcional das matas pluviais tropicais (Hegarty 1989, Hegarty & Caballé 1991, Kim 1996, Schnitzer & Bongers 2002) e de outros ambientes tropicais, pois mais de 90% de suas espécies são nativas dos trópicos (Hegarty 1989), sendo freqüentemente dependentes de luz e participantes de estágios iniciais da sucessão (Walter 1986, Kim 1996, Richards 1996, Lüttge 1997). A grande abundância de trepadeiras é uma importante característica fitofisionômica para diferenciar matas tropicais das temperadas (Gentry 1982:45, 1991; Richards 1996; Schnitzer & Bongers 2002), mas Schnitzer *et alii* (2000) consideram-nas "abundantes em muitos tipos de matas tropicais e temperadas". Ewel & Bigelow (1996) relacionam uma eventual ausência de lianas numa floresta tropical com provavelmente crescimento mais rápido das árvores, menor quebra de árvores e clareiras menores, considerando algumas das influências mais conhecidas de lianas sobre seus suportes e na mata como um todo; tais autores ainda mencionam um leve declínio da participação das trepadeiras na riqueza de espécies em floras regionais de matas tropicais à medida que a precipitação é maior, mas considerando especialmente altitudes de até 500 m.

Segundo Richards (1996:133), as trepadeiras são menos abundantes nas matas pluviais montanas que nas de terras baixas, o que também é afirmado para florestas montanas africanas (Schnell 1950:55),

para as matas altimontanas do Itatiaia (Dusén 1955, Segadas-Vianna 1968:18) e da Jamaica (Grubb & Tanner 1976:340), para selvas nubladas andinas (Ricardi & Marín 1996), para matas nebulares mexicanas (Vázquez G. & Givnish 1998), e é inferido para MNs subalpinas da Costa Rica (Kappelle & van Omme 1997). Confirmando isto, nas MNs dos Aparados, a participação das trepadeiras é relativamente pequena em termos de massa lenhosa e provavelmente também foliar, o que pode estar relacionado à baixa freqüência e pequena dimensão das clareiras naturais, a primeira já mencionada para alguns tipos de matas montanas da Jamaica (Tanner 1977) e matas nebulares colombianas (Sugden 1982b:52) e de Porto Rico (Weaver 1995), e a segunda verificada em matas de certa altitude (900 m) na Cantareira (Tabarelli & Mantovani 1997, 1998) e também em MNs na Costa Rica (1500 m de altitude; Lawton & Putz 1988) e no Equador (2800 m de altitude; Madsen & Øllgaard 1994). Arriaga (1988, 2000a,b) registrou altas taxas de queda de árvores e de área ocupada por clareiras em mata nebular mexicana (1250 m de altitude), mas numa região onde furacões são freqüentes, o que em boa parte determinou tais taxas, inesperadas para matas nebulares. Lawton & Putz (1988) encontraram entre 0,8 e 1,4% da área de uma MN sendo anualmente aberta por clareiras maiores que 4 m^2, taxas similares às de matas tropicais de terras baixas, mas os ventos eram muito significativos no local, o que pode ter causado estas taxas acima do esperado para MNs. A baixa abundância de trepadeiras nas MNs dos Aparados implica quase inexistência da rota de regeneração proposta por Schnitzer *et alii* (2000), através do domínio de trepadeiras e inibição de espécies arbóreas não-pioneiras, considerado "comum" em Barro Colorado por tais autores (representando 7,5% das clareiras de cada ano, mas sua área numa mata é bem maior, pelo retardamento da regeneração neste tipo de clareira) e também observado por nós em matas atlânticas de encosta e matas de planalto.

Em relação à abundância e massa, destacam-se pouquíssimas espécies de trepadeiras nas MNs dos Aparados, como *Fuchsia regia* (a única considerada abundante na MN do Itatiaia por Dusén 1955:74), *Senecio desiderabilis*, *Mikania orleansensis* e *Griselinia ruscifolia* (e novamente Asteraceae é a família mais destacada). O comportamento da última espécie deve ser melhor examinado, pois é possível que nas MNs dos Aparados ela seja principalmente epifítica, mas Lima *et alii* (1997) a consideram uma trepadeira escandente que se apóia passivamente sobre o hospedeiro e com fixação através do alongamento de ramos laterais divaricados, enquanto Klein (1971:9) a considera um hemiparasita, embora isto em nenhum momento seja afirmado por Flaster (1971), o autor principal da monografia. A reduzida ocorrência de trepadeiras lenhosas em matas nebulares foi destacada por Hamilton *et alii* (1995b), sendo isto totalmente confirmado nas MNs dos Aparados, onde apenas *Fuchsia regia*, *Senecio desiderabilis* (ambas são as únicas destacadas na MN do Itatiaia por Dusén 1955:74), *Dasyphyllum synacanthum* e a endêmica *Piptocarpha ramboi* foram encontradas com este hábito, enquanto *Rubus sellowii*, *Mutisia campanulata*, *Smilax* sp. e *Solanum inodorum* eventualmente podem ter indivíduos mais robustos que se aproximem de tal hábito.

A participação das trepadeiras na riqueza de espécies das MNs dos Aparados também foi pequena, representando apenas cerca de 9% da flora vascular total (40/461) e cerca de 10% da flora de dicotiledôneas (40/388), percentual este inferior ao encontrado (14% das fanerógamas; Lima *et alii* 1997) em Macaé de Cima, RJ, e aos citados por Gentry (1992), mas superior aos 2% registrados por Kappelle & van Omme (1997), que encontraram apenas 4 espécies com este hábito em MNs subalpinas da Costa Rica. Isto confirma que as trepadeiras têm menor diversidade à medida que aumenta a altitude nos trópicos (cf. Schnitzer & Bongers 2002). Nas MNs dos Aparados, nenhuma espécie de pteridófita apresentou este hábito e somente 3 monocotiledôneas o possuíram, sendo que as dicotiledôneas representaram a imensa maioria das trepadeiras, especialmente pelas Asteraceae (13 espécies) e Asclepiadaceae (todas as 6 espécies), com grande destaque para *Mikania* (7 espécies), confirmando plenamente a afirmação de Gentry (1991) sobre o predomínio de Asteraceae entre as trepadeiras das florestas montanas, também verificado por Lima *et alii* (1997).

Lima *et alii* (1997) encontraram 144 espécies em 34 famílias de plantas trepadeiras em Macaé, confirmando a relevância deste hábito na estrutura e riqueza das matas tropicais e destacando as famílias Asteraceae (19), Fabaceae (14), Malpighiaceae (10?, valor duvidoso) e Sapindaceae (13) com maior número de espécies. Destas famílias, nas MNs dos Aparados, apenas Asteraceae teve destaque, sendo que as duas últimas nem apresentaram espécie trepadeira nas MNs analisadas. Citadini-Zanette *et alii* (1997), considerando apenas trepadeiras lenhosas, encontraram 23 espécies no levantamento florístico de um remanescente de mata atlântica de encosta (a 280 m de altitude) a cerca de 20 km dos Aparados e 16 espécies com diâmetro junto ao solo superior a 5 cm, no levantamento fitossociológico de 1 ha do

remanescente; nenhuma espécie do seu estudo fitossociológico foi encontrada por nós nas MNs e apenas uma do seu levantamento florístico (*Solanum inodorum*) ocorreu também nestas MNs, o que confirma as grandes diferenças entre a MN e a mata atlântica de encosta em baixas altitudes, mesmo que esta seja de área muito próxima dos Aparados.

Lima *et alii* (1997) encontraram uma relação de 3 espécies arbóreas para cada espécie de trepadeira, que nas MNs dos Aparados foi de 2:1 quando se analisa a flora total das 4 áreas amostradas, mas esta relação talvez varie de acordo com a escala espacial considerada, além de variar entre locais. Por exemplo, nas parcelas fitossociológicas (cap. 5) encontramos 10 espécies trepadeiras na Serra do Rio do Rastro e 18 no Morro da Igreja, e 26 arbóreas em cada local, incluindo plantas jovens e adultas, que dariam relações de 2,6:1 e 1,4:1, respectivamente.

Muitos autores sugerem que trepadeiras e epífitos tenham desenvolvido suas estratégias de ocupação do espaço em função da luta pela luz, de modo a fugir da escuridão do chão florestal, mas os epífitos ocupam locais de variada exposição solar, e somente uma pequena parcela do total de espécies é encontrada no alto do dossel, pois a maioria das espécies habita as regiões mais baixas da copa das árvores ou o tronco dos forófitos (Lüttge 1997). Isto também foi totalmente confirmado nas MNs dos Aparados, embora não tenhamos informação se isto ocorre devido à preferência por ambientes menos expostos (menor radiação solar, menor efeito dos ventos) ou à preferência por ramos mais grossos. O desenvolvimento de epífitos vasculares no ápice de ramos finos e/ou na parte superior da copa era realmente pouco comum nas MNs amostradas.

4.7. Dispersão de propágulos

Existem várias classificações das síndromes de dispersão de propágulos (termo usado para sementes e/ou frutos, cf. Aciesp 1987; muitas vezes tratados como diásporos), mas preferimos adotar a usada por Morellato & Leitão Filho (1992), Tabarelli *et alii* (1994), Otero-Arnaiz *et alii* (1999), Garcia & Pirani (2001) e Spina *et alii* (2001), que reconhecem 3 tipos básicos: zoocoria (inclui propágulos carnosos ou aderentes), anemocoria (inclui propágulos alados ou plumosos ou muito leves) e autocoria (inclui propágulos ejetados ou pesados, estes às vezes denominados barocóricos).

Muitos autores destacam a importância dos animais dispersores de propágulos das plantas florestais, o que poderia, inclusive, ter relação com processos coevolutivos (McKey 1975; Harper 1977; Herrera 1992; Pellmyr 1992; Charles-Dominique 1993; Stiles & Rosselli 1993; Thompson 1994, 1999; Dilcher 1996, 2000; Kageyama & Lepsch-Cunha 2001) pouco testados (e geralmente rejeitados, cf. Levey & Benkman 1999), ou pouco comuns (Howe & Westley 1986), e processos que afetassem a diversificação e/ou riqueza de espécies de plantas (Burger 1981, Stebbins 1981, Tiffney 1984, Herrera 1989, Bawa 1995, Tiffney & Mazer 1995, Dilcher 2000, Smith 2001, Terborgh *et alii* 2002; ver também Barraclough & Savolainen 2001, Magallón & Sanderson 2001). Em relação ao último aspecto, Herrera (1989), Eriksson & Bremer (1992), Ricklefs & Renner (1994) e Dodd *et alii* (1999) confirmam que não há correlação consistente entre a riqueza de espécies de cada família e a síndrome de dispersão dos propágulos. Além disso, espécies com dispersão das sementes através da ingestão por animais têm taxas de fluxo gênico inferiores às de espécies com sementes anemocóricas (Hamrick *et alii* 1995), sendo isto mais evidente no caso de espécies dispersadas por animais de pequeno porte e com limitadas capacidades para a dispersão, como a maioria das aves (Smith 2001).

Para Moreno-Casasola (1996:20) e Giulietti *et alii* (s.d.:162), a dispersão por animais é mais eficiente que a pelo vento, o contrário do encontrado por Willson (1993) e Clark *et alii* (1999b). Na verdade, a efetividade dos animais na dispersão de sementes é pouco conhecida e muito difícil de ser avaliada (Schupp 1993, *et alii* 2002; Richards 1996; Pizo & Simão 2001; Wang & Smith 2002), e a chuva de sementes analisada geralmente combina os efeitos do deslocamento de propágulos por todos os agentes dispersores (Clark *et alii* 1999b, Nathan & Muller-Landau 2000). Além disso, a dispersão pelo vento pode não ser muito diferente da por vertebrados em muitos casos (Bawa 1995, Nason *et alii* 1997) e também apresenta adaptações bastante especializadas, como as mostradas por Arditti & Ghani (2000). Outro aspecto muitas vezes ignorado é que os animais supostamente dispersores podem provocar danos graves no embrião da semente ou mesmo matá-lo, quando esta é retirada da planta ou ingerida ou digerida; nestes casos, os animais funcionam muito mais como predadores do que como dispersores, sendo isto exatamente o que ocorre com a grande maioria dos roedores (Wesley R. Silva, Dpto. de Zoologia da Unicamp, com. pess.).

Por outro lado, mesmo quando o embrião sobrevive à passagem pelo sistema digestivo do animal, todas as plântulas poderão morrer devido à competição intra-específica no caso de sementes dispersadas por mamíferos, as quais germinam amontoadas nas fezes destes animais (ver Pizo & Simão 2001). Além disso, há diversos outros processos que causam grande acúmulo de sementes depositadas por animais em pequenas áreas (sob poleiros, ninhos, árvores frutíferas, etc.), levando a uma forte concentração de sementes (e plântulas) nestes poucos pontos e a uma limitada disseminação na grande maioria dos sítios restantes (Schupp *et alii* 2002), o que é menos verificado em espécies anemocóricas. Adicionalmente, uma grande proporção das sementes dispersadas por animais pode ser deixada por eles exatamente sob a árvore que as produziu (Nason *et alii* 1997, Schupp *et alii* 2002), o que resultaria quase no mesmo que a simples queda delas a partir da árvore; por exemplo, num estudo em habitat montano, praticamente 2/3 das sementes foram depositadas por seus dispersores num raio de no máximo 15 m em volta da planta-mãe (Wang & Smith 2002).

Parece haver uma tendência de as espécies arbóreas pioneiras e oportunistas serem geralmente anemocóricas ou raramente zoocóricas, e de as climáxicas serem ou zoocóricas ou barocóricas (Whitmore 1991, Piña-Rodrigues & Aguiar 1993, Reis 1993), mas Denslow (1996) afirma que a maioria das espécies pioneiras é dispersada por animais e não pelo vento, enquanto na Ásia tropical muitas espécies arbóreas, inclusive as Dipterocarpaceae dominantes em diversas regiões, são dispersadas pelo vento (e também pela água ou gravidade, cf. Curran *et alii* 1999, Laurance 2000). A anemocoria pode estar bem representada no dossel das florestas tropicais úmidas, e especialmente nas maiores altitudes (van der Pijl 1972:89, Kelly *et alii* 1994), pois o vento é muito útil no transporte das sementes, cuja dispersão pode ser errática, não exigindo uma direcionalidade, necessária no caso do pólen (Ramalho 1998). Por exemplo, as espécies anemocóricas acumularam algumas centenas de sementes por m^2 na mata de Barro Colorado em poucos meses (Augspurger & Franson 1988). Além disso, embora difícil de avaliar, a dispersão de sementes pelo vento a grande distância é uma possibilidade sempre considerada (van der Pijl 1972, Greene & Johnson 1995, Bullock & Clarke 2000, Nathan 2001).

Também nos estratos superiores e entre as emergentes das matas de planalto (Salis *et alii* 1995) e da mata atlântica, pode haver uma clara dominância da anemocoria (Leitão Filho 1982), o que é em parte contrariado por Mantovani (1990), para quem "os trabalhos efetuados na encosta atlântica indicam predomínio de famílias produtoras de frutos com síndromes relacionadas à zoocoria". Isto estaria de acordo com a predominância de sementes dispersadas por animais em matas tropicais, afirmada ou encontrada para plantas arbóreas por Hartshorn (1980), Howe & Smallwood (1982), Morellato & Leitão Filho (1992), Richards (1996), Clark *et alii* (1999b), Garcia & Pirani (2001), Kageyama & Lepsch-Cunha (2001) e Spina *et alii* (2001), embora muito menos se saiba quanto à dispersão dos propágulos de outros tipos de hábito, mas Spina *et alii* (2001), considerando todos eles, também encontraram predomínio da zoocoria. Quando se considera a flora das MNs como um todo, é possível que a dispersão anemocórica seja a mais freqüente, como nos Andes venezuelanos, onde 65% da flora analisada apresentava esta síndrome (Kelly *et alii* 1994), que é muito comum especialmente nos epífitos (orquídeas, pteridófitas, etc.), como comprovado também por Waechter (1992), e nas trepadeiras, como demonstrado também por Spina *et alii* (2001).

Nas MNs dos Aparados, a grande importância de espécies arbóreas com síndrome zoocórica, como todas as Myrtaceae, Winteraceae, Aquifoliaceae e Lauraceae, confirmaria o predomínio mencionado por Mantovani (se tal predomínio se referir apenas ao componente arbóreo), mas temos a impressão de que a dispersão por animais não é tão importante quanto em outras matas brasileiras, inclusive por uma aparente pobreza geral da fauna, também sentida por Ule (1895:194) no Itatiaia, o que talvez seja uma característica das maiores altitudes do sul e sudeste brasileiros, embora somente estudos futuros poderão confirmar ou refutar esta hipótese. Hughes *et alii* (1994) propõem um modo de predizer o espectro de dispersão de uma comunidade, que pode ter utilidade também para as MNs. As sementes da maior parte das espécies são dispersadas por múltiplos agentes (Nathan & Muller-Landau 2000), o que foi assumido igualmente por Clark *et alii* (1999b), e esta policoria também é verificada na maioria das espécies lenhosas das MNs, bem como das demais formações florestais sul-brasileiras.

A frugivoria nas MNs dos Aparados parece ser do tipo generalista (senso Howe 1993a) na grande maioria dos casos, com sementes e/ou frutos pequenos e pouco vistosos, que supostamente seriam dispersados por uma grande variedade de animais (inclusive muitas aves) e não exclusivamente por grandes vertebrados (van der Pijl 1972, Fuentes 2000). Por outro lado, apesar do grande (e muitas vezes

exagerado) destaque dado à dispersão de propágulos por animais a partir dos trabalhos de Darwin (Bennett 1998), a "síndrome" da dispersão não significa sequer que a maior parte da regeneração da espécie decorra da disseminação dos propágulos na forma sugerida pela síndrome. Isto porque quase inevitavelmente os propágulos não-predados vão se desprender da planta e poderão chegar ao solo, onde, se as condições forem favoráveis, os embriões poderão se transformar em plântulas, não importando se houve algum animal como intermediário ou se o propágulo apenas despencou da árvore.

Mesmo nas espécies com síndrome zoocórica, nem todos os propágulos são levados pelos animais, já que muitos são carregados por chuva e/ou vento ou simplesmente caem, e estes podem até ter desenvolvimento e/ou recrutamento de plântulas superior ao obtido pelos propágulos dispersados pelos animais. Isto pode se relacionar com o encontrado em matas pluviais temperadas chilenas por Smith-Ramírez *et alii* (1998), os quais registraram pequena correspondência entre os períodos de frutificação das mirtáceas e a estação de maior abundância de aves (supostamente os mais importantes dispersores na região), indicando que as interações com estas eram muito menos importantes do que previamente se supunha.

Esta questão da validade da "síndrome", bem discutida por Howe & Westley (1986) em relação às síndromes de polinização e às de dispersão de propágulos, já foi avaliada por Waser *et alii* (1996) e Hingston & McQuillan (2000) quanto às síndromes florais, com a conclusão de que, embora o perfil de visitantes fosse às vezes consistente com as clássicas síndromes de polinização, estas eram preditores não-confiáveis dos visitantes das flores. O já citado exagero no destaque à síndrome zoocórica pode ser exemplificado por várias afirmações equivocadas e sem comprovação: como as de Howe & Westley (1986), para quem a maioria dos frutos é adaptada à dispersão por animais; de Mussa (2000:314), para quem a grande maioria dos táxons de angiospermas possui frutos carnosos e comestíveis; de Morellato & Leitão Filho (1992) e Reis & Kageyama (2000), para quem entre 60 e 90% das espécies das florestas tropicais possuem síndrome zoocórica; e de Tabarelli & Peres (2002), para quem as sementes da maioria das plantas das matas tropicais são dispersadas por vertebrados. É possível que alguns destes autores estivessem pensando somente em árvores (mas nem tiveram a preocupação de expressar isto, o que os levou a fazer generalizações descuidadas e incorretas), e aí talvez nem estivessem tão longe da verdade.

Nas MNs, parecem importantes as várias considerações sobre o modelo de Bolker & Pacala (1999), que enfatizam os grandes benefícios da dispersão a curta distância e a impossibilidade de vantagem na dispersão a longa distância, na maior parte das situações ecologicamente reais. Isto já deveria ser esperado, diante da grande quantidade de espécies que parecem possuir dispersão apenas a curta distância (cf. Willson 1993) e do fato de a maior parte das sementes ser dispersada localmente (Husband & Barrett 1996, Murrell *et alii* 2001, Nathan 2001) e nas proximidades da planta-mãe (Harper 1977, Howe & Westley 1986, Nason *et alii* 1997, Muller-Landau *et alii* 2002), e parece contrariar a suposição de Howe & Smallwood (1982), Howe (1993b), Schupp *et alii* (2002), Terborgh *et alii* (2002) e outros de que longas chuvas de sementes são geralmente vantajosas. Na verdade, tal suposição esquece a nossa ignorância geral sobre as conseqüências ecológicas da dispersão a diferentes distâncias da planta-mãe (cf. Willson 1993, Murrell *et alii* 2001), bem como praticamente desconsidera que o processo de dispersão em si é extremamente difícil de ser estudado e requer uma grande variedade de técnicas e abordagens (Cain *et alii* 2000, Eriksson 2000, Nathan & Muller-Landau 2000, Nathan 2001, Ronce 2001, Wang & Smith 2002), e não uma mera análise superficial de possíveis síndromes.

Os supostos padrões de dispersão de sementes têm sido inferidos muitas vezes a partir de padrões de distribuição das plântulas, embora estes últimos sejam determinados por diversos outros fatores dependentes das características dos habitats e do próprio banco de sementes, além de os eventos de colonização – o estabelecimento de novas populações – serem tão infreqüentes que, estatisticamente falando, são indetectáveis (cf. van Groenendael *et alii* 2000). Tudo isto levanta o grave problema de que a maior parte dos estudos de dispersão aborda populações e épocas únicas, em pequenas distâncias e sem considerar o microssítio em que as sementes são dispersadas, e obviamente falha em capturar importantes variações em escalas espaciais mais amplas e temporais mais longas (Clark *et alii* 1999a, Nathan & Muller-Landau 2000, Nathan 2001, Muller-Landau *et alii* 2002, Wang & Smith 2002). Além disso, é possível que a estrutura da paisagem seja mais importante que o potencial de dispersão de cada espécie, para o entendimento da dispersão e migração das plantas (Ronce 2001).

4.8. Distribuição altitudinal e transições com campos e turfeiras

"On mountains in the humid tropics, even where there are no permanent human inhabitants, large areas of natural vegetation have been drastically modified by human activities, especially by burning. The result has been a widespread replacement of montane forests by grasslands ..." (Richards 1996:422).
[Nas montanhas dos trópicos úmidos, mesmo onde não há pessoas morando permanentemente, grandes áreas de vegetação natural foram modificadas drasticamente pelas atividades humanas, e especialmente pelas queimadas. O resultado foi uma generalizada substituição de matas montanas por campos ...]

Os limites altitudinais das MNs dos Aparados parecem variar com a área em que se localiza a MN. Na Serra do Corvo Branco, as MNs descem até cerca de 1100 m na encosta leste e chegam até o alto do planalto aí (1450 m), bem como, mais para o norte, até o topo do Morro da Cruz (1600 m) e do Campo dos Padres (1800 m). No Morro da Igreja, as MNs chegam até praticamente o topo (1800 m), descendo a altitudes de cerca de 1600 m no sentido oeste, abaixo das quais ocorrem transições com pinhais. Na Serra do Rio do Rastro, as MNs localizam-se a cerca de 1400 m de altitude ao longo da borda do planalto (Fotos 13-5), que é relativamente plana na área, sendo difícil definir um limite altitudinal inferior para elas, que talvez ocorra entre 1100-1200 m nas encostas a leste (Foto 12), mas não temos muita convicção disto; para o oeste, em altitudes similares às da MN dos Aparados, ocorrem pinhais nas áreas distantes dos Aparados. Na Serra da Rocinha e no Monte Negro, as MNs ocorrem nas maiores altitudes, entre 1200 e 1400 m, tendo seu limite altitudinal inferior provavelmente em torno de 1100 m ou mais abaixo, mas também não podemos apontá-lo com a necessária precisão.

Ainda serão necessários estudos ao longo dos gradientes altitudinais em cada área para demarcar, se isto for possível, limites altitudinais para as prováveis formações florestais ocupantes das encostas e escarpas da região. Como nosso trabalho concentrou-se nas MNs mais "típicas" (ver seção 4.2), e apenas de passagem observamos as demais formações florestais da região (ver próxima seção), não temos ainda condições para apresentar uma proposta ou descrição mais detalhada dos limites entre elas. No entanto, os consideramos uma grande prioridade, diante da nossa opinião de que a proposta de classificação do Projeto Radambrasil (Veloso & Góes-Filho 1982, Veloso *et alii* 1991) é muito insatisfatória, e nos surpreende que ainda não tenha sido mais criticada e rejeitada pela comunidade botânica (Falkenberg, em preparação).

Amostramos muito mais as MNs ocorrentes no topo dos Aparados, já na área do planalto, do que as encontradas nas escarpas em várias altitudes, mas as MNs do alto destas escarpas parecem apresentar uma composição um pouco diferente, pelo menos pela presença de algumas espécies não encontradas nas primeiras. No entanto, nossa possibilidade de aprofundar esta diferenciação é bastante limitada, dada a pequena amostragem que temos das escarpas. Apesar disto, citaremos diversas espécies que encontramos nestas e não observamos nas áreas mais altas e menos declivosas do planalto. Tais espécies parecem ocorrer apenas nos limites altitudinais inferiores das MNs, em locais que já começam a mostrar uma certa transição para a mata atlântica de encosta: *Blechnum binervatum*, *Dennstaedtia dissecta*, *Eryngium raulinoi*, *Oxypetalum kleinii*, *Oxypetalum* sp. nova?, *Eupatorium rufescens*, *Senecio subnemoralis*, *Verbesina* sp.2 (vários capítulos), grande maioria das *Begonia*, *Tabebuia alba#*, *Buddleja cestriflora*, *Lamanonia ternata#*, *Sloanea* cf. *lasiocoma*, *Argythamnia phalacradenia*, *Senna oblongifolia*, *Dalbergia frutescens*, *Cajophora scabra*, *Struthanthus polyrhizus#*, *Leandra barbinervis*, *L. reitzii*, *L.* cf. *reitzii* x *L. quinquedentata*, *Tibouchina sellowiana#*, *Cabralea canjerana#*, *Ichnanthus tenuis*, *Colletia* sp.#, *Solanum* cf. *mauritianum#*, *S. megalochiton*, *Gordonia acutifolia#*, *Citharexylum solanaceum#*. Algumas destas (#), apesar de não ocorrerem nas MNs do planalto, aparecem nos pinhais mais a oeste ou sudoeste, em altitudes muitas vezes semelhantes às em que ocorriam na escarpa leste da Serra Geral.

A ínfima importância ou atenção dedicada às matas das escarpas ou paredões verticais é um fenômeno mundial segundo Larson *et alii* (2000), que encontraram pequena influência da orientação e sombreamento sobre a idade e as taxas de crescimento das árvores em ambientes deste tipo, sendo as taxas anuais de crescimento radial geralmente menores que 1 mm/ano, mas as estimativas de idade dos indivíduos passaram de um milênio em vários casos, confirmando a grande duração do ciclo de vida de muitas espécies características das regiões de maiores altitudes.

Pauwels (1928-9:326) atribui importante papel ao relevo de depressões e vales nos Aparados, "para onde confluem as aguas pluviaes" e que permitem às "árvores estarem defendidas dos ventos

violentos que varrem os campos". Brade (1956:15) afirma que não se pode fixar limites altitudinais no desenvolvimento de árvores no Itatiaia, onde, em locais elevados mas abrigados do vento, formam-se árvores de porte bem considerável, dando a impressão de que nos outros locais de mesma altitude (mas desabrigados) tal desenvolvimento só é impedido pela inexistência de condições nos rochedos lisos sem solo, e não pelas condições climáticas. Esta também é a posição de Dusén (1955:68-9), que afirma que a 2800 m de altitude ainda "encontram-se árvores, que, embora, às vezes, pequeninas, são, porém, viçosas", e tal altitude "não representa, seguramente, o verdadeiro limite da mata". Estas opiniões são contrariadas por Segadas-Vianna (1968), que acredita ter comprovado, através das análises climáticas de Segadas-Vianna & Dau (1968), a ocorrência de estações secas (negadas por Scarano *et alii* 2001) e frios intensos nas regiões acima de 2000 m de altitude que impediriam o desenvolvimento de tipos vegetacionais diferentes do campo ou estepe, bem como impossibilitariam um estabelecimento duradouro de indivíduos das espécies florestais, pois durante o período seco as plântulas destas espécies seriam mortas, ou por insuficiência de água ou pela geada.

Nossa impressão, para a grande maioria das áreas dos Aparados, é a mesma de Dusén e Brade para o Itatiaia, pois, se houver um mínimo de solo formado, mesmo nos paredões quase verticais, as plantas lenhosas acabam conseguindo se instalar e formar uma pequena MN, mesmo que as condições climáticas sejam "rigorosas". Em relação a uma possível insuficiência de água, é necessário verificar também a condensada pela neblina e pelo orvalho, que podem ser fontes adicionais muito importantes (cf. Vogelmann 1973, Green & Jane 1983, Cavelier & Goldstein 1989, Cavelier & Mejia 1990, Bruijnzeel & Proctor 1995, Brewer & Smith 1997, Arens & Sánchez Baracaldo 1998, Weathers 1999, Ataroff & Rada 2000), embora nem sempre fáceis de diferenciar quando a neblina for especialmente noturna (Green & Jane 1983). Por outro lado, as manchas de MN devem aumentar a precipitação disponível para as plantas (Larcher 2000:286-7), acrescentando entre 150 e 800 mm/ano (Ataroff & Rada 2000) ou entre 70 e 940 mm/ano (Bruijnzeel & Proctor 1995). Além disso, tanto nos Aparados quanto no Itatiaia, a grande riqueza e massa de briófitas nas MNs e a existências de turfeiras e banhados próximos das matas parece evidenciar uma umidade muito grande e razoavelmente duradoura nestas regiões.

As suposições de Segadas-Vianna (1968, & Dau 1968) podem ser válidas para o Itatiaia, com altitudes bem superiores às dos Aparados e separado do oceano pela Serra do Mar (o que pode reduzir a umidade durante o inverno no Itatiaia; além disto, a nebulosidade também é menor no inverno que no resto do ano, cf. Scarano *et alii* 2001, mas ainda assim sem haver estação seca evidente), ainda mais se Segadas-Vianna & Dau (1968:51) estiverem certos ao supor que a zona de maior condensação localiza-se em torno dos 2000 m de altitude. Nas áreas tropicais, esta zona situa-se entre 1200 e 2500 m (Lauer 1976:180), mas nenhum estudo foi feito nos Aparados para mostrar a sua localização, o que pode ser um aspecto bastante importante para melhor compreender a distribuição altitudinal das MNs na região.

A imensa maioria dos contatos MN/campo parece ecótonos totalmente artificiais determinados especialmente pelo fogo, onde é evidente o impedimento da expansão das MNs pela ação das queimadas e do gado. Tal interpretação decorre do abrupto limite entre estes 2 tipos de vegetação, sem que haja uma faixa mais ampla entre eles com ocorrência de arvoretas e arbustos relativamente esparsos, ou com uma fisionomia campestre formada por arbustos e touceiras altas de graminóides envolvendo pequenas manchas de grupos de árvores isoladas. Em transições naturais, também se espera uma zona onde haja mistura de espécies lenhosas florestais com herbáceas campestres, mas nada disto ocorre em tais contatos, onde parece que apenas uma linha foi estabelecida separando o campo da mata, o que contraria o observado e esperado em ecótonos naturais (cf. Hansen & di Castri 1992).

Esta simples linha também ocorre em diversos locais nas proximidades do Morro da Igreja em que o atual nível altitudinal máximo das MNs não atinge os topos das colinas (Fotos 9-11), que ficam ocupados pelo campo, o que pode dar a impressão de uma zonação altitudinal de matas e os chamados "campos de altitude" (Veloso 1966:19; Wettstein 1970:94; Hueck 1972:229; Klein 1976:18, 1978, 1980:293-4, 1981a:15, 1997a; Roderjan & Kuniyoshi 1987; Martinelli *et alii* 1989; Giulietti & Forero 1990; Joly *et alii* 1991; Fundação SOS Mata Atlântica 1992:19; Harley 1995:64; Boldrini 1997:11, 2002; Struminski 1997, 2001; Longhi-Wagner 1999; Mantovani & Silva 1999a [e surpreendentemente não em 1999b]; Safford 1999a,b; Heringer & Jacques 2001; Behling 2002; é provável que o conceito destes autores não seja o mesmo) ou campos "alpinos" (Gonzaga de Campos 1912; Sampaio 1945:208,216; Maack 1950; Magalhães 1956; Rizzini 1954:136; Klein 1988:17; Por 1992:39) ou "subalpinos" (Rizzini 1954:135, Hueck 1972:164, Klein 1976:19) ou "semi-alpinos" (Maack 1981:222) ou "altimontanos"

(Rizzini 1963:48, 1979:208) ou "elevados" (Ule 1895:190) ou "de grandes altitudes" (Ferri 1974:135). Estes campos poderiam estar ocorrendo acima de uma pouco evidente "treeline" (faixa altitudinal que corresponde ao limite superior extremo da ocorrência de árvores isoladas ou em pequenos grupos, geralmente acima da "timberline", cf. Stevens & Fox 1991, Slatyer & Noble 1992, Kok *et alii* 1995, Cavieres *et alii* 2000, Sveinbjörnsson 2000, Hicks 2001, Kullman 2001; ver ainda Wardle 1985, Armand 1992, Leuschner 1996, Körner 1998, Jobbágy & Jackson 2000, Cullen *et alii* 2001, Wardle *et alii* 2001, Kullman 2002).

Porém, a impressão citada no parágrafo anterior é totalmente falsa, o que é evidenciado inclusive pelas quase sempre inexistentes "treeline" e "timberline" na zona mais alta dos remanescentes florestais, o que reforça a dúvida sobre a naturalidade da paisagem (considerações semelhantes são feitas por Luteyn 1999:9 para o páramo andino). Na Foto 11, ainda se percebe como uma densa MN que cobria completamente o morro mais alto foi parcialmente desmatada, e o mesmo supomos ter ocorrido entre as grandes manchas de floresta na Foto 9, ao longo do vale do rio Pelotas. A altitude da "treeline" no sul e sudeste do Brasil é extraordinariamente baixa, se comparada com a de outras regiões com latitudes iguais às nossas (Hueck 1972:163, Safford 1999a), e não sabemos onde se situa a "treeline" climática (Safford 1999a) nas serras brasileiras. Talvez considerando isto, Schnell (1971:787, 1987:298) inclusive considera que os campos planaltinos do sul do Brasil são secundários (possivelmente seguindo idéias de Warming, cf. Rambo 1951b:90), o que é totalmente rejeitado por Lindman (1906), Rambo (1951b, 1953), Maack (1968), Hueck (1972) e inúmeros outros trabalhos mais recentes.

Consideramos incorreto o uso da expressão "campo de altitude" para muitas vegetações assim denominadas por autores no sul do Brasil, onde os campos quase sempre ocorrem na mesma zona altitudinal de matas, demonstrando que a existência do campo aí não é determinada por uma altitude (e condições climáticas associadas a ela) que impedisse a instalação de vegetações de porte arbustivo ou arbóreo; ver Körner (1998) e Jobbágy & Jackson (2000), sobre possíveis fatores que podem impedir a dominância de árvores. Na nossa opinião, a expressão "campos de altitude" só poderia ser aplicada a regiões onde efetivamente os fatores climáticos relacionados às grandes altitudes determinassem a ocorrência da vegetação campestre e impedissem o desenvolvimento de matas. Isto foi feito por Safford (1999a,b), ao considerá-los praticamente restritos ao sudeste do Brasil, com pequenas ocorrências em picos isolados em SC e PR, e com um significativo "outlier" no Morro da Igreja (Safford 1999b). Caso contrário, qualquer campo pode ser considerado "de altitude", pois não haveria qualquer critério para o uso de tal expressão. Hueck (1972:229), ao afirmar que os "campos de altitude" ocorrem até a 500 m de altitude no RS, e ainda Heringer & Jacques (2001) parecem considerar todos os campos planaltinos sul-brasileiros como "de altitude", o que aparentemente não é seguido por outros autores.

Por outro lado, nossa crítica à expressão "mata de altitude" (na seção 4.3) é igualmente válida para a expressão "**campo de altitude**" (bem como "turfeira de altitude", empregada por Silva *et alii* 2001, e "pradarias de altitude", usada por Ab'Sáber 2001), que também é **desprovida de significado** e pode ser substituída por "campo altimontano", utilizada por Rizzini (1963:48, 1979:208), Fernandes & Bezerra (1990:109), Clark (1992:389), Fernandes (1998:238) e Pinheiro & Guedes-Bruni (1998). Embora consideremos não-recomendáveis as denominações "Brazilian Páramos" (adotada por Safford 1999a,b, 2001) e "páramo formations" (Gradstein *et alii* 2001:35) para formações altimontanas do sul-sudeste brasileiro, somos forçados a reconhecer que o termo páramo já teve um uso bem anterior (1947-8) no Brasil, por Peluso Jr. (1991:115), que referiu-se aos "páramos da Serra Geral", talvez no sentido de Aparados da Serra ou de áreas mais elevadas, isto é, como uma região e não como um tipo de vegetação, mas esta interpretação não está livre de dúvida.

Em alguns locais, especialmente no Morro da Igreja, há contatos das MNs com turfeiras ou campos turfosos (aparentemente correspondem aos "charcos subalpinos" de Rizzini 1954:136), tanto em superfícies planas como mais comumente também em encostas de 10-30° de declividade. Estas encostas representam uma situação até certo ponto inesperada, pois normalmente as turfeiras são encontradas em planícies ou depressões (cf. Rambo 1949b:132). Porém, Pauwels (1928-9:327) já citava campos pantanosos em relevos convexos nos "flancos de morros sensivelmente escarpados", Rambo (1958a:191) mencionou a ocorrência de banhados de *Sphagnum* em áreas declivosas no Campo dos Padres, e Bragg & Tallis (2001) fizeram o mesmo para o Reino Unido. Chegamos a observar pequenas turfeiras (de poucos metros quadrados) mesmo na VR, em paredões com 50-70° de declividade (Foto 32). A importância global das turfeiras pode ser melhor avaliada diante da afirmação de Proctor (2000) e Ohlson *et alii* (2001)

de que *Sphagnum* é responsável por mais carbono fixado na superfície terrestre que qualquer gênero de plantas vasculares, o que também é abordado por Bozkurt *et alii* (2001). No âmbito regional, a importância das turfeiras se destaca pela rica flora pouco explorada, bem como pelo acúmulo de polens e esporos no seu interior, valiosos para inferências sobre a história vegetacional e climática das regiões próximas, como revisado por Blackford (2000), com evidentes implicações para o manejo e a conservação dos ecossistemas adjacentes (Birks 1996, Heyerdahl & Card 2000).

Os campos turfosos (com *Sphagnum*) podem ter uma fitomassa aérea bem maior que a dos atuais campos secos, com diversas Poaceae (as endêmicas *Chusquea windischii* L.G. Clark, *Aulonemia ulei*, etc.), Eriocaulaceae e Cyperaceae bastante altas e densas, além de Asteraceae (*Senecio* spp., *Baccharis* spp., *Trixis lessingii* DC., a endêmica *Perezia eryngioides* (Cabrera) Crisci & Marticorena), *Juncus* spp., *Eryngium* spp., Ericaceae, pteridófitas (especialmente *Blechnum* spp.), etc., mostrando efeitos muito mais reduzidos ou até não evidentes de queimadas (mas ver Johnson 2001) e do gado, existindo a possibilidade de que tais ecótonos sejam realmente naturais e pouco impactados, mas isto é apenas uma suposição a ser analisada com cuidado futuramente. Nestas turfeiras, várias espécies de pequeno porte parecem se comportar como epífitos sobre moitas de musgos ou liquens, num tipo de relação pouco estudado (algo semelhante é mostrado por Luteyn 1999:14-5).

É provável que tais campos com bambus correspondam ao menos em parte ao "Nannobambusial" de Jakobi (1977), à "formação de bambu anão" ou de "arbustos anões" de Wettstein (1970:95-9) e à comunidade dominada por bambu-anão no cume do Itatiaia (2400-2770 m de altitude) de Segadas-Vianna (1968:23), além de também fazerem parte do conceito de "campos de altitude" senso Safford (1999a,b). Rambo (1956a), Baptista *et alii* (1979) e Pfadenhauer & Boechat (1981) apresentam listas florísticas das turfeiras dos Aparados sul-rio-grandenses, e Silva *et alii* (2001) fazem um estudo ecológico de uma destas, mas ainda não há qualquer pesquisa sobre a vegetação atual das turfeiras localizadas em SC (exceto uma breve caracterização feita por Ule 1900). Alguns estudos (como Ledru *et alii* 1994, 1998b, na Serra da Boa Vista; Behling 1995, 1998, 2002, no Morro da Igreja e nas Serras do Rio do Rastro e da Boa Vista) analisaram sedimentos desta turfeiras, mas buscavam descrever a história vegetacional da região a partir dos polens acumulados nelas (ver seção 4.11).

A abordagem das relações entre a MN e os campos próximos é dificultada pela inexistência de uma classificação adequada ou de qualquer pesquisa comparativa e/ou descritiva mais aprofundada dos campos sul-brasileiros. Estes foram estudados principalmente através de trabalhos relativamente pouco detalhados, como a maioria dos tratados por Joly *et alii* (1999) e Mantovani & Silva (1999b), bem como pelos de Alonso (1977), Mohrdieck (1980) e Boldrini (1997), com classificações predominantemente geográficas e pouca ênfase nos aspectos florísticos ou nos fatores ecológicos mais determinantes, excetuando-se Boldrini (2001), que mostra que os campos planaltinos do RS são mais ricos que os (e floristicamente bem distintos dos) localizados mais ao sul e em menores altitudes, e Longhi-Wagner (1999) e Boldrini (2002), que detalham um pouco mais a flora campestre sul-brasileira.

Em decorrência tanto deste problema quanto da confusão a respeito dos diferentes tipos de campo reconhecidos e denominados no Brasil por diversos autores (ver Rizzini 1979), que ainda não produziram uma tentativa bem-sucedida de síntese de tais caracterizações (e nem sobre as relações e diferenças entre campos úmidos, banhados e turfeiras; para tais casos, as abordagens de Ferren Jr. *et alii* 1996, Wheeler & Proctor 2000, Bragg & Tallis 2001, Økland *et alii* 2001 e Whinam *et alii* 2001 talvez sejam promissoras), parece não existir uma razoável circunscrição florística, vegetacional, altitudinal e abiótica dos chamados "campos de altitude", embora a tentativa de Safford (1999a,b) seja um passo inicial para suprir tal necessidade. Do mesmo modo, um estudo comparativo mais amplo, visando uma melhor diferenciação entre "campos rupestres" (Harley 1995, Giulietti *et alii* 2000) e "campos de altitude" (Martinelli *et alii* 1989, Safford 1999a,b) e uma conceituação e delimitação mais exata de ambos, parece bastante prioritário, embora isto não seja considerado por Joly *et alii* (1999), que preferem enfatizar a necessidade de melhor caracterização apenas dos campos sulinos, confirmada por Boldrini (2002).

4.9. Matas transicionais

Transições das MNs para pinhais ou para mata atlântica de encosta são esperadas e não há qualquer surpresa em encontrá-las em várias áreas de contato entre as formações, onde há uma composição misturada de espécies e também características fisionômicas relativamente intermediárias. Isto ocorre em todas as áreas amostradas neste trabalho, e também no Campo dos Padres, em altitudes

abaixo das da MN ou em locais para oeste mais afastados da borda dos Aparados. Abaixo de 1570 m nas imediações do Morro da Igreja, a araucária começa a se destacar, mas não há um fator evidente que justifique o aumento de densidade e desenvolvimento desta espécie. Próximo das nossas parcelas fitossociológicas na Serra do Rio do Rastro, um pouco mais distante dos paredões, encontram-se alguns indivíduos emergentes de araucária ocorrendo em matas com cerca de 10-12 m de altura do dossel, que parecem representar uma transição entre a MN e os pinhais que eram comuns na forma de capões e florestas mais contínuas (hoje bastante fragmentadas e derrubadas) nas proximidades da área urbana de Bom Jardim da Serra.

A quase insignificante ocorrência de *Araucaria angustifolia* nas MNs (Rambo 1956a) e na borda dos Aparados como um todo (Rambo 1956a, Klein 1960:30, Mattos 1994) pode ter relação com a aparente ausência de adaptação das raízes de coníferas às pequenas fissuras das rochas, que são ocupadas por outras espécies com raízes capazes de sofrerem achatamento em função do confinamento físico e terem, em virtude disto, vários atributos que podem melhorar a eficiência da absorção de água (Zwieniecki & Newton 1995). Mattos (1994:97) afirma que a "umidade excessiva constitui a causa do afastamento", e que a araucária também não alcança o topo das montanhas mais altas do sul do Brasil; Hueck (1972) também apresenta várias interpretações sobre os comportamentos observados na espécie. Por outro lado, a densa ocorrência de araucária nas margens do cânion Itaimbezinho, um "recorte" local dos Aparados mais interiorizado, mas supostamente com as mesmas características pedológicas, geológicas e de umidade, nos faz considerar a hipótese de que o microclima mais "protegido" deste local (menor influência do vento e atenuação das temperaturas extremas mínimas) possa ser responsável pela tolerância da araucária às condições da beira dos Aparados neste ponto. Backes (1998) afirma que, em tempos históricos, a araucária só apresentava associações mais puras em áreas de maior altitude e mais frias, e na maior parte de sua área de ocorrência ela se encontrava misturada com espécies latifoliadas; porém, a aparente impossibilidade de a araucária ocupar áreas de MNs nas maiores altitudes parece contrariar a suposição de Backes.

Entre outros fatores climáticos que poderiam determinar a ocorrência da *A. angustifolia* e/ou das matas dominadas por ela, Behling (1997b) considera que um clima úmido é necessário, enquanto Martin *et alii* (1997) afirmam que os pinhais atuais não toleram mais que um mês de seca. Porém, Adam (1998) associa as florestas dominadas por *Araucaria* a climas mais secos. Outro problema, além desta aparente contradição entre os autores, é separar os fatores frio e umidade, pois as áreas relativamente altas onde modernamente vive a araucária são das mais frias do Brasil e bastante úmidas, dificultando definir qual fator seria mais importante ou predominante na determinação das áreas que seriam potencialmente ocupáveis por ela, ainda sendo possível que haja interação entre ambos os fatores. A separação dos efeitos de menor umidade e mais baixa temperatura que as atuais já foi discutida para o último período glacial na Amazônia (Colinvaux *et alii* 2000, van der Hammen & Hooghiemstra 2000) e nas "terras baixas" sul-americanas (Ledru *et alii* 1998a). Além disto, não podem ser descartados eventuais ou raros períodos de seca temporária, existentes mesmo nas matas tropicais mais úmidas (Borchert 1980). Sobre aspectos pedológicos que possam dificultar a ocorrência da araucária nas MNs, ver o cap. 5.

A araucária parece atingir grandes densidades onde se estabelece inicialmente sobre a vegetação campestre e depois, com o passar do tempo (séculos) e com a transformação do campo em pinhal, talvez diminua a sua densidade neste e venha a ser substituída, pelo menos nos ecótonos, pelas espécies da mata pluvial (tanto atlântica quanto da bacia do Rio Uruguai; cf. Rambo 1956a, Klein 1960, 1990). A espécie não consegue ocupar áreas dominadas anteriormente pela mata atlântica (Rambo 1956a:275), embora haja alguns registros de ocorrências de pequenos pinhais cercados por mata atlântica tanto de planície (em Maracanã, município de Sombrio, no sul de SC) quanto de encosta (em Lauro Müller, sul de SC; Reitz & Klein 1966:34), bem como documentos históricos sobre a presença da espécie em locais mais meridionais e altitudes mais baixas que as atuais (Noelli 2000), além de extensas áreas de contato entre as duas formações, muito pouco estudadas e onde não há conhecimento para descrever o comportamento da araucária em relação às espécies arbóreas angiospérmicas.

Vários autores (como Klein 1960, 1963, 1990a; Bolòs *et alii* 1991:148) não acreditam na possibilidade de regeneração da araucária sob floresta densa formada por lauráceas, mirtáceas e outras espécies das "matas pluviais", tanto na bacia dos rios Uruguai e Paraná quanto na encosta atlântica, e nem mesmo sob pinhais planaltinos densos (como Rizzini 1979; Soares 1980, 1990; Klein 1990a), embora tais autores não pareçam ter suficientes evidências para esta conclusão. Backes (2001) afirma que "a regeneração natural da araucária, no ambiente florestal, é pouco viável", mas ela tem "acentuado

desenvolvimento na borda da mata". Finckh & Paulsch (1995) discutem a regeneração da outra espécie sul-americana do gênero, nativa do Chile e da Argentina. As evidências de que coníferas do sul da África eram excluídas de algumas matas por competição com angiospermas de mais rápido crescimento também eram equívocas, segundo Becker (2000), que faz uma interessante revisão sobre as possíveis causas do atual predomínio das angiospermas sobre as coníferas.

A probabilidade de regeneração da araucária no interior de matas sem grandes perturbações parece ser realmente menor que em áreas abertas; nestas e em bordas de mata, sua regeneração foi estudada brevemente por Ferreira & Irgang (1979). Porém, Inoue & Torres (1980) verificaram que as maiores alturas foram atingidas por plantas jovens crescendo entre 25% e 9% da radiação solar total, embora a maior produção de matéria seca tenha ocorrido entre 45 e 100% da radiação solar total e a maior produção de matéria seca de raízes tenha sido entre 71 e 100% da radiação solar total. Duarte & Dillenburg (2000) verificaram que plântulas dela crescem igualmente bem em áreas iluminadas (100% da radiação solar total) e medianamente sombreadas (45% da radiação solar total), mas apresentam desenvolvimento muito pobre (baixa acumulação de massa, estiolamento e fragilidade do caule, baixo desenvolvimento do sistema radicular e baixa atividade da enzima redutora do nitrato) muito sombreadas (10% da radiação solar total).

Já Breuninger *et alii* (2000) chegam a sugerir que as árvores da espécie se desenvolvem muito melhor em sítios de mata não-perturbada que em locais de campo, devido à maior riqueza de espécies de fungos micorrízicos, ao maior número de esporos no solo e ao maior percentual de colonização das raízes por tais fungos nas áreas florestais em relação às campestres. Isto parece apontar, no mínimo, para uma razoável possibilidade de ocorrência e regeneração da araucária em grandes ou médias clareiras no interior das matas em que ela germinar, o que também é afirmado por Inoue & Torres (1980) e Jarenkow & Baptista (1987). Nas áreas de MN amostradas nos Aparados, em alguns locais pareceu-nos possível que estivesse ocorrendo uma invasão de plantas de araucária, como na Serra do Rio do Rastro, mas no Morro da Igreja, nas altitudes maiores (1700-1800 m), isto não parecia ocorrer, o que impossibilita uma generalização sobre as relações entre a araucária e as MNs, embora de modo geral seja difícil imaginar uma ocupação e substituição delas por araucária, mas também não parece haver uma incompatibilidade evidente entre as espécies da MN e as do pinhal, conclusão semelhante à de Rambo (1956a).

Walter (1986) descreve uma zonação nas montanhas venezuelanas com a ocorrência de uma faixa de vegetação com *Podocarpus* acima do nível altitudinal das "florestas de neblina" e abaixo do limite superior da ocorrência de floresta. No RS e em SC, isto não ocorre, pois *Podocarpus lambertii* e *P. sellowii* só habitam em níveis altitudinais inferiores aos da MN aqui caracterizada (o que também é afirmado por Roderjan & Kuniyoshi 1987 para o PR) ou iguais (no Morro do Baú, em SC, com *P. sellowii*), ou pouco se aproximam da borda dos Aparados (exceto nos pinhais do Itaimbezinho, onde *P. lambertii* é abundante). *P. lambertii* é bastante associada a *Araucaria angustifolia*, embora ocorra também em áreas abaixo do limite altitudinal da araucária e, portanto, além da distribuição natural desta, como na Serra do Sudeste e Campanha, no RS, chegando a ser uma espécie dominante em muitos locais. *P. sellowii* ocorre na MN do Morro do Baú (a 750 m de altitude; DBF, obs. pess.) e em áreas de mata atlântica de planície de SC (Negrelle 1995) e do extremo norte do RS (J.L. Waechter, Dpto. de Botânica da UFRGS, com. pess.), bem como em transições pinhal/mata atlântica de encosta na Serra do Mar (Joinville, SC, a 800 m de altitude; DBF, obs. pess.) e na Serra da Boa Vista (a 1150 m de altitude; DBF, obs. pess.), bem como em mata de encosta no topo de morro (na Serra do Tabuleiro, SC, a 500 m de altitude; DBF, obs. pess.), mas parece ser bastante rara e jamais é um elemento dominante na vegetação. Porém, no PR, Roderjan *et alii* (1999) citam tal espécie como uma das 11 encontradas em todas as 4 áreas de MNs que amostraram entre 1300 e 1500 m de altitude.

Na Serra do Pinto (Itati, RS), próximo do topo, a cerca de 850 m de altitude, encontramos uma mata provavelmente secundária com *Araucaria angustifolia*, *Piptocarpha angustifolia*, *Tibouchina sellowiana*, *Erythrina falcata*, *Podocarpus lambertii*, *Vernonia discolor*, *Myrsine* sp., algumas Lauraceae, etc., que interpretamos simplesmente como uma transição entre a mata atlântica da encosta e o pinhal planaltino, não parecendo ter qualquer relação com a MN. Vegetação assemelhada, mas aparentemente mais próxima de um pinhal secundário, foi encontrada mais para o sudoeste, próximo ao topo da Serra do Umbu (Barra do Ouro, mun. de Maquiné, RS), a 920 m de altitude, entre áreas ocupadas por monocultivos de *Pinus*, com, além das acima citadas, *Cedrela fissilis*, *Sapium glandulatum*, *Inga* sp. (folíolos grandes), *Zanthoxylum rhoifolium*, *Gordonia acutifolia*, *Dasyphyllum* sp., *Lamanonia ternata*, *Miconia cinerascens*,

Phytolacca dioica, *Piptocarpha* cf. *tomentosa*, *Senecio desiderabilis*, *Clematis* sp., etc. Nestes 2 locais, não encontramos MNs.

Em alguns locais com altitudes mais baixas que o normal da MN que caracterizamos anteriormente, encontramos algumas matas bastante difíceis de serem classificadas ou denominadas, e que talvez venham a ser (ou até já tenham sido) consideradas também como parte das MNs, num conceito mais amplo que o adotado por nós (dominada por ou com grande abundância de *Drimys*, *Myrceugenia*, *Siphoneugena*, *Ilex*). É o caso da Serra do Faxinal (encostas em Praia Grande, SC, e topo em Cambará do Sul, RS) e de encostas abaixo do topo na Serra da Rocinha (Timbé do Sul) e do Rio do Rastro (Lauro Müller). Uma interpretação mais adequada destes casos necessitará evidentemente de novos estudos e de amostras bem maiores que as tomadas por nós.

Na Serra do Faxinal, pouco abaixo do topo, entre 850 m e 1000 m, encontramos matas com dossel de cerca de 8 m de altura que podem ter relação com a MN, tendo sido inclusive consideradas por Rambo (1956a) como MNs, embora ele afirme que elas foram muito influenciadas pelo grande incêndio de 1951. Registramos a ocorrência abundante de *Sapium glandulatum*, *Tibouchina sellowiana* e *Mimosa scabrella*, além de outras menos abundantes: *Daphnopsis fasciculata*, *Myrsine* spp., a endêmica *Euplassa nebularis* (ocasional), *Gordonia acutifolia*, *Chrysophyllum* sp. (DBF 9801), *Calyptranthes grandifolia* Berg, *Hexachlamys itatiaiensis*, *Myrcia oligantha*, *Dasyphyllum* sp. (trepadeira, DBF 9807), *Miconia cinerascens*, *Maytenus ilicifolia*, *Matayba elaeagnoides* Radlkofer, *Prunus* sp., *Mollinedia* sp., duas espécies de Malpighiaceae trepadeiras (DBF 9806 e 9808, a segunda também encontrada em transição semelhante na Serra do Corvo Branco), etc. Indivíduos de *Drimys* e *Ilex* eram pouco freqüentes inclusive no topo da Serra do Faxinal, o mesmo ocorrendo com as Myrtaceae e *Weinmannia* mais características das MNs que amostramos em outras áreas, o que nos fez excluir as matas desta Serra de nosso estudo, embora reconheçamos que sua classificação seria provavelmente pior como mata atlântica de encosta ou pinhal, já que as matas do topo desta Serra apresentam características diferentes das encontradas mais comumente nestes últimos tipos de mata.

Na Serra da Rocinha, abaixo do topo, em altitude de 900 m, encontramos uma mata fisionomicamente próxima da MN, dominada por arvoretas de 6-7 m de altura e DAP de 5-15 cm (o qual provavelmente é um indicativo do caráter secundário da comunidade, provavelmente regenerada após o incêndio de 1951; ver cap. 6), como *Gordonia acutifolia* (abundante, não-caducifólia), *Lamanonia ternata* (não-caducifólia), *Tibouchina sellowiana* (abundante), *Myrsine* spp., *Cupania vernalis* (abundante, não-caducifólia), *Piptocarpha* cf. *tomentosa*, *Vernonia discolor*, *Luehea divaricata* (caducifólia), *Ilex* spp., *Verbenoxylum reitzii*, *Weinmannia humilis*, *W. paullinifolia* (abundante, não-caducifólia), *Roupala* sp., *Dasyphyllum* sp. (abundante, semicaducifólia), *Solanum pseudoquina*, *Sapium glandulatum* (caducifólia), *Vitex megapotamica*, *Daphnopsis fasciculata*, *Matayba elaeagnoides*, *Prunus* sp., algumas Myrtaceae (*Myrcia arborescens* (Berg) Legrand, *Eugenia* sp., *Blepharocalyx salicifolius*), Lauraceae não identificadas, *Chusquea* sp., *Oreopanax fulvus* (não-caducifólia), *Mimosa scabrella* (não-caducifólia), *Xylosma/Casearia* sp., *Citronella gongonha*, *Drimys brasiliensis*, *Sloanea lasiocoma*, *Zanthoxylum rhoifolium*, também com ocorrência de *Cedrela fissilis* (abundante, caducifólia) e *Cabralea canjerana* (rara, não-caducifólia), estas duas até 960 m altitude. A maioria dos indivíduos é perenifólia, com poucos totalmente caducifólios. *Euterpe edulis* Martius, *Bathysa australis* (Saint-Hilaire) Hooker f. e *Cecropia glazioui* Snethlage ocorrem aí até 600-650 m de altitude, que poderia ser o limite da típica mata atlântica de encosta, mas a grande destruição florestal pode ter eliminado tal tipo de mata nas áreas mais elevadas, pois em Morrinhos do Sul (RS), ainda mais ao sul (mas talvez em área mais protegida do vento), ela se estendia com grande desenvolvimento até 850-900 m de altitude, atingindo pelo menos 15 m de altura e com indivíduos de até mais de 1 m de DAP.

Ainda na Serra da Rocinha, entre 650 e 700 m de altitude, no início do inverno (final de junho) de 1997, durante período de quase ausência de chuvas ao longo de algumas semanas (seca?), registramos forte deciduidade foliar em uma área de mata, que talvez chegasse a ser classificada como mata caducifólia, apresentando *Verbenoxylum reitzii*, *Sapium glandulatum*, *Luehea divaricata*, *Cedrela fissilis* (as 4 caducifólias), *Eupatorium rufescens*, *Dasyphyllum* sp., *Allophylus edulis*, *Erythrina falcata* (as 4 semicaducifólias), *Ficus* sp. (caducifólia ou semi), e as perenifólias *Citronella gongonha* (abundante), *Roupala* sp., *Oreopanax fulvus*, *Cupania vernalis*, *Prunus* sp., além de algumas Myrtaceae (*Myrciaria floribunda*, etc.) e Lauraceae não identificadas, juntamente com bambus com folhagem morta e *Melica sarmentosa*. Deciduidade foliar semelhante foi observada também na Serra do Rio do Rastro, no início do

inverno (final de junho) de 1996, entre 1000 e 1300 m de altitude, em locais com exposição solar norte, vertentes de 70-80° de declividade, com uma matinha semicaducifólia dominada por *Verbenoxylum reitzii*, *Sapium glandulatum*, *Dalbergia frutescens*, *Senna oblongifolia* (todas as 4 caducifólias), *Lamanonia ternata* (com indivíduos caducifólios e não-caducifólios), *Roupala asplenioides* e *Chusquea mimosa*, ambas perenifólias.

Na Serra do Corvo Branco, praticamente toda a encosta leste (às vezes até a altitude de 1100 m) em áreas menos íngremes é ocupada por vegetação classificável como mata atlântica de encosta, especialmente abaixo de 1000 m de altitude. Ocorrem aí *Lamanonia ternata*, *Phytolacca dioica*, *Merostachys* spp., *Citharexylum solanaceum*, *Verbenoxylum reitzii*, *Sloanea lasiocoma*, *Tibouchina sellowiana*, *Hexachlamys itatiaiensis* e outras Myrtaceae, *Cabralea canjerana*, etc. A baixada a oeste da Serra do Corvo Branco, correspondendo à bacia hidrográfica do córrego do Corvo Branco e do Rio Canoas, era ocupada pelos pinhais, atualmente bastante degradados e em boa parte substituídos por campos antrópicos e cultivos de hortaliças ao longo dos rios, persistindo pinhais secundários empobrecidos em áreas íngremes, onde ocorrem, além da própria araucária, *Dasyphyllum spinescens* (Lessing) Cabrera, *Piptocarpha angustifolia*, *Vernonia discolor*, *V. puberula*, *Mimosa scabrella*, *Dicksonia sellowiana*, *Drimys brasiliensis*, *Sebastiania* spp., *Clethra scabra*, *Acca sellowiana* e várias outras Myrtaceae, *Prunus* spp., *Citronella* spp., *Styrax leprosus*, *Tabebuia alba*, *Ilex* spp., etc.

Na Serra da Boa Vista, um pouco ao norte do Campo dos Padres e da Serra Geral, sobre solos derivados de rochas não-vulcânicas (aparentemente areníticas), em altitudes de 1100-1250 m, encontramos alguns restos de matas algo semelhantes às MNs dos Aparados e que foram inclusive consideradas MNs por Klein (1980:294). Entre as semelhanças, apontamos: presença freqüente de neblina na região, grande quantidade de taquarinhas (*Chusquea*), domínio de folhas de tamanho médio ou pequeno no componente arbóreo, o qual tinha grande quantidade de indivíduos com folhas discolores esbranquiçadas no hipofilo e/ou relativamente eretas, e o porte relativamente baixo de boa parte destas matas. Porém, várias diferenças, verificadas durante 4 expedições a alguns pontos (próximos da BR 282 e nas encostas na região sul da Serra) destas matas, nos levaram a excluí-las deste estudo e a não considerá-las em princípio como "típicas" MNs: a araucária é bem mais comum que nas MNs dos Aparados; as briófitas e pteridófitas epifíticas não pareceram muito conspícuas, sendo a variedade de orquídeas e bromélias epifíticas bem maior que nas MNs dos Aparados; a composição florística das árvores dominantes foi diferente – não observamos *Ilex microdonta*, enquanto *Drimys angustifolia*, *Siphoneugena reitzii* e *Myrceugenia* spp. foram pouco freqüentes; encontramos *Arecastrum romanzoffianum*, *Piptocarpha densifolia* Dusén ex G.L. Smith (abundante; não tratada na FIC) e *P. angustifolia*, as 3 não ocorrentes nas MNs que estudamos. Tudo isto nos levou a definir tais matas da Serra da Boa Vista, preliminarmente, como pinhais degradados ou empobrecidos, decorrentes de várias décadas de queimadas na região (e provavelmente de desmatamentos também, seguidos pela instalação de campos evidentemente antrópicos em várias áreas).

4.10. Deciduidade foliar

O controle da fenologia vegetativa ainda é muito pouco entendido, embora se saiba que a abscisão foliar pode ser influenciada por idade avançada da folha, estresse hídrico crescente ou fotoperíodo declinante (Borchert *et alii* 2002). Num dos raros informes sobre a fenologia em Santa Catarina, Klein (1963) destaca que muitas espécies planaltinas perdem parcial ou totalmente as folhas durante o inverno (maio a agosto), inclusive muitas mirtáceas, e que, em anos em que a estiagem e o frio se prolongam além do normal, um número considerável de árvores semicaducifólias perde totalmente as folhas, tendo então a impressão que 2/3 da vegetação era formada por árvores caducifólias, enquanto as matas de galeria apresentavam-se quase completamente sem folhas.

Tal comportamento pouco constante (ou facultativo, cf. Reich 1995; ou oportunista, cf. Borchert 1980) de diversas espécies também foi verificado por nós nas MNs dos Aparados (a seguir) e em matas transicionais (ver seção 4.9), e foi quantificado de forma muito interessante por Condit *et alii* (2000), que afirmam que a deciduidade foliar é um indicador fácil de medir (o que é contrariado por Mackey 1993:306, com quem concordamos), mas, em aparente contradição com isto, mostram-se intrigados com a sua variação e inconsistência nas matas panamenhas que amostraram. Ivanauskas & Rodrigues (2000) também afirmam que muitas espécies "citadas em bibliografias como semidecíduas apresentaram-se completamente decíduas na área" e época estudadas por eles. Outro exemplo de grande variação

fenológica é o de uma espécie que apresentou transição de comportamento perenifólio para caducifólio ao longo de um gradiente altitudinal com crescente estresse de umidade atmosférica, além de possuir marcante assincronia fenológica entre os membros de uma mesma população, sugerindo, neste caso, grande controle endógeno do desenvolvimento de cada indivíduo e menor efeito dos controles exógenos ou ambientais, o que, provavelmente, é amplamente ocorrente em árvores tropicais (Borchert 1980).

Este comportamento inconsistente de muitas espécies indica uma provável contradição na distinção entre os 2 principais tipos de mata do oeste e planalto de SC e do RS, consideradas estacionais deciduais (matas da bacia do rio Uruguai) e ombrófilas (pinhais), respectivamente, no sistema de classificação do IBGE (Veloso 1992); as constatações de Klein mostram que os pinhais são no mínimo parcialmente estacionais e caducifólios, o que parece dificultar uma diferenciação precisa entre tais formações, o mesmo podendo ser esperado para a diferenciação entre mata estacional "decidual" e "semidecidual" da região sul-brasileira. Em SP, Ivanauskas & Rodrigues (2000) consideraram possível tal diferenciação, afirmando que a deciduidade no seu estudo fora "determinada por uma característica edáfica e não climática", e que as matas deciduais em SP ocorriam sempre associadas a solos rasos, calcários e cascalhentos, o que não parece ser o caso no sul do Brasil, devendo tal problema ser analisado bem mais profundamente. No RS, próximo do limite sul da mata atlântica, mesmo em "Floresta Ombrófila Densa Submontana" (a 16-20 m de altitude, aparentemente próxima da planície), Sevegnani & Baptista (1996) encontraram 27% das espécies arbóreas com comportamento caducifólio, mais acentuado no final do inverno e na primavera (agosto a dezembro), mesmo sem haver estação seca na área.

Alguns outros aspectos teóricos também chamam atenção em relação à fenologia foliar. A definição de Condit *et alii* (2000) para espécie caducifólia (a que apresentou pelo menos um indivíduo com menos de 35% das folhas) é muito discutível e não-justificada, contrastando com sua grande preocupação em detalhar os métodos. Já Ivanauskas & Rodrigues (2000) não definiram espécie decídua e, entre as "não decíduas", incluíram as semidecíduas (que representaram apenas 1% dos indivíduos do estrato dominante), definidas como as espécies com indivíduos com mais de 10% da copa sem folhas, só que sem citar o limite superior da classe (e portanto sem mostrar critérios claros para diferenciar decídua e semidecídua) e sem explicar como foram/seriam consideradas as variações de deciduidade dentro de uma espécie. A revisão de Primack (1985) sobre a variação na floração pode ser adaptada para planejar as análises a serem feitas quando for preciso descrever e explicar mais precisamente a fenologia foliar. Numa escala bem mais ampla, também a abordagem de Heikkilä *et alii* (2002), aplicada para o desfolhamento (que conceitualmente talvez seja distinto, mas apresenta a mesma dificuldade prática de avaliação que a deciduidade; ver também Durrant & Boswell 2002), parece muito promissora para uma necessária análise da deciduidade no sul do Brasil.

A grande maioria das espécies da MN dos Aparados é perenifólia, o que é típico de matas tropicais pluviais ou super-úmidas (Wadsworth & Bonnet 1951; Kikuzawa 1991; Prentice *et alii* 1992; Reich 1995, *et alii* 1992, 1999) e das MNs tropicais em geral (Troll 1960). Esta característica tem sido associada com solos pobres (Chabot & Hicks 1982, Aerts 1995, Kikuzawa 1995) e também com permanente disponibilidade hídrica no solo (Medina 1983), sendo provável que a combinação de ambas determine a grande dominância de espécies com folhas perenes. Além disso, a tendência de a longevidade de cada folha ser maior em táxons mais primitivos que nos mais derivados (Rogers & Clifford 1993) pode contribuir para o predomínio de árvores perenifólias nas MNs dos Aparados, já que a maioria das espécies arbóreas pertence a famílias primitivas (Winteraceae, Lauraceae) ou intermediárias (Myrtaceae, Aquifoliaceae e outras Rosidae), sendo menos comuns as espécies arbóreas de famílias mais derivadas (Asteridae).

Feild *et alii* (2002) associam a capacidade de as Winteraceae reterem suas folhas mesmo durante freqüentes períodos de congelamento da água ao importante papel da ausência de elementos de vaso nelas, os quais teriam sido perdidos no início de sua história evolutiva e teriam sido substituídos pelos traqueídeos, encontrados em pouquíssimas outras angiospermas (mas característicos das gimnospermas) e vantajosos em regiões propensas a temperaturas congelantes. Espécies perenifólias são mais resistentes ao congelamento que as decíduas e podem manter sua capacidade de transporte de água durante os períodos mais frios, enquanto as espécies caducas perdem suas folhas e interrompem o transporte d'água nestes períodos (Cavender-Bares & Holbrook 2001), além de terem estômatos mais sensíveis à seca do solo que aqueles das espécies perenifólias (Thomas & Eamus 2002).

Algumas espécies arbóreas da MN foram encontradas eventualmente com um comportamento total ou parcialmente caducifólio em certos períodos, especialmente durante algumas semanas no inverno (principalmente junho/julho) e/ou durante épocas relativamente mais secas (surge aqui uma possível interação de frio e seca, tornando difícil isolar o efeito de cada uma destas condições; problema semelhante ocorre com a araucária e/ou as matas em que ela domina, conforme discutido na seção 4.9). Entre tais espécies, *Senna oblongifolia*, *Citharexylum solanaceum*, *Sapium glandulatum* e *Berberis kleinii* se mostraram grandemente caducifólias, enquanto *Crinodendron brasiliense* apresentou-se semicaducifólia, com os indivíduos perdendo aproximadamente a metade das folhas. Destas espécies, apenas as duas últimas foram mais comuns e encontradas também em áreas um pouco afastadas (centenas de metros) dos paredões dos Aparados, tendo as demais sido encontradas em MNs apenas nas encostas ou bem junto ao topo, sem afastar-se dele e sendo raras mesmo aí, confirmando que árvores caducifólias são raras em solos muito pobres (cf. Janzen 1980:6). Acreditamos que não ocorre uma "estação seca" nas MNs dos Aparados, pelo menos não uma que atenda à definição de Eamus & Prior (2001:113-4), dos poucos autores a conceituar algo tão discutido mas tão pouco definido ou definível: evento anual previsível, em que, nos 3 meses mais secos do ano, ocorre menos de 10% da precipitação anual e tipicamente chove menos que 25 mm/mês.

Morellato *et alii* (1989), Martins & Rodrigues (1999) e Ivanauskas & Rodrigues (2000) encontraram a queda de folhas ocorrendo principalmente na estação seca (abril a setembro) em matas paulistas, da mesma forma que Condit *et alii* (2000) em matas semicaducifólias no Panamá (janeiro a março), Tanner (1980) em matas montanas da Jamaica, Eamus & Prior (2001:118) em matas tropicais de modo geral e Williams-Linera & Tolome (1996) em mata nebular mexicana (1225 m de altitude) dominada por espécies temperadas. Neste último caso, a queda de folhas das espécies tropicais não teve correlação com a precipitação, mas foi correlacionada com as temperaturas máximas absolutas, ao contrário das espécies temperadas, que tiveram queda de folhas fortemente correlacionada com as temperaturas mínimas absolutas, indicando respostas diferentes das espécies de acordo com sua afinidade fitogeográfica, o que pode ter alguma utilidade na definição do caráter das MNs (ver próxima seção). Em uma MN no Paraná, Portes *et alii* (1996, 1998) encontraram a maior deposição de folhas e serapilheira em setembro e outubro (primavera) e a menor de abril a julho (período mais frio e seco), mas as MNs deste estado têm a maioria das espécies com folhas perenes (Struminski 1997). Talvez seja interessante lembrarmos aqui que pico/concentração de queda de folhas (que inclui a substituição de folhas das espécies perenifólias e está relacionada à longevidade foliar – ver Mackey 1993) e deciduidade foliar não são sinônimas e nem necessariamente estão muito relacionadas em qualquer vegetação.

As espécies caducifólias são "evitadoras" de seca (Chabot & Hicks 1982, Condit *et alii* 2000, Eamus & Prior 2001); porém, Borchert (1980) rejeita que elas tenham uma reação antecipada para reduzir futura perda de água, afirmando que a queda foliar é decorrência de déficit hídrico causado por um período seco. Tais espécies têm geralmente folhas menos escleromorfas que as perenifólias, pois suas folhas possuem área foliar específica e teor de N maiores que os das espécies com folhas perenes (Eamus 1999, Reich *et alii* 1999). Confirmando isto, as 4 espécies caducifólias citadas nesta seção podem realmente ser consideradas como das poucas possuidoras de folhas menos escleromorfas nas MNs dos Aparados, e as 5 espécies (perenifólias) mais representativas de uma MN paranaense tiveram baixos teores de N (Portes & Galvão 1998), o que não significa que as caducifólias possuam teores maiores, mas é uma das poucas evidências disponíveis sobre o tema. No entanto, qualquer tentativa mais ampla de entender a deciduidade foliar destas espécies deve considerar 3 amplas classes de explicações (Lechowicz 1984): filogenéticas (ver também Smith-Ramírez *et alii* 1998), históricas e adaptativas.

Williams-Linera (1997, 1999) encontrou correlação negativa entre a queda de folhas de árvores e a temperatura mínima, em matas nebulares mexicanas baixo-montanas (1300-1470 m de altitude), mas apenas para as espécies caducifólias, entre as quais uma de *Clethra* e uma de *Styrax*, gêneros com espécies nas MNs dos Aparados, mas que não chamaram nossa atenção quanto ao seu comportamento, que deverá ser observado em futuros estudos. É digno de nota o fato de haver tão poucos estudos fenológicos no sul do Brasil, tanto de aspectos reprodutivos quanto vegetativos, sendo que o total destes estudos publicados provavelmente não ultrapassa uma dezena, sendo alguns bem preliminares ou restritos.

A temperatura mínima absoluta na região dos Aparados (cerca de -15°C; seção 2.2) situa-se praticamente no limite previsto por Woodward (1987:82) para áreas dominadas por florestas perenifólias latifólias (-15°C), o mesmo limite adotado por Prentice *et alii* (1992) como a temperatura mínima tolerada

pelas plantas lenhosas simultaneamente latifólias e perenifólias. Embora não explique exatamente a natureza fisiológica deste limite, Woodward afirma que está freqüentemente associada à capacidade de sobreviver tanto à seca do congelamento quanto à seca do verão, devido a mudanças bioquímicas e micromorfológicas, as quais geralmente representam um custo em termos de gasto energético e de reduzida eficiência fisiológica. A temperatura das raízes é quase idêntica à do solo, e ambas diferem bastante da temperatura das partes aéreas, que pode ser significativamente distinta das temperaturas atmosféricas, em virtude especialmente de as folhas terem mecanismos de atenuação de temperaturas muito altas do ar; a inexistência de registros sobre a temperatura do solo é um grande problema para a melhor compreensão dos efeitos dos fatores abióticos sobre a vegetação altimontana dos Aparados.

Em áreas do planeta onde a temperatura mínima absoluta for menor que -15°C, a fisionomia dominante prevista é ainda latifólia, mas caducifólia no período do inverno (Woodward 1987; ver também Jobbágy & Jackson 2000). Durante os períodos glaciais pleistocênicos, as temperaturas mínimas nos Aparados devem ter atingido valores inferiores a este, o que nos faz relacionar a deciduidade foliar aqui abordada com aspectos da paleoecologia tratados na próxima seção, já que as matas que ocorressem na região durante climas mais frios que o atual deveriam ter comportamento caducifólio no inverno. No entanto, vários autores não acreditam que existissem MNs ou outros tipos de mata nos Aparados durante tais períodos glaciais, o que também discutiremos na seção a seguir.

4.11. Comentários sobre aspectos paleoecológicos e paleofitogeográficos

"... land managers and ecologists must not only think beyond their local environment but also put their problems into a historical context." (Bowman 2001a:549).
[... os responsáveis pelo manejo de terras e os ecologistas devem não apenas pensar além de seus ambientes locais, mas devem também colocar seus problemas dentro de um contexto histórico.]

Embora não tenhamos produzido qualquer dado original sobre estes assuntos, faremos algumas análises e reflexões a respeito de pesquisas sobre tais temas, tanto devido a nosso interesse por estes como também pela importância científica e pelas implicações para a conservação que eles possuem (ver Birks 1996, Heyerdahl & Card 2000, Bowman 2001a, Foster 2001, Wohlgemuth *et alii* 2002). A maior parte das informações paleoecológicas aqui tratadas deriva de **interpretações** feitas por diversos pesquisadores a partir de suas identificações e contagens de polens coletados nos sedimentos de turfeiras e corpos d'água. Apresentaremos algumas informações e/ou opiniões de tais autores sobre a ocorrência pretérita da MN ou de espécies que nela habitam, e discutiremos aspectos dos métodos e das interpretações (e gigantescas e quase impensáveis extrapolações) em que se baseiam as posições destes autores, bem como criticaremos alguns pontos e problemas que nos parecem mais sérios nas pesquisas citadas.

Esta análise crítica é nosso maior objetivo nesta seção, diante do que nos parece uma inconsistência entre as interpretações apresentadas por diversos autores – que apontam para floras e vegetações florestais pobres ou inexistentes durante o último período glacial no sul e sudeste do Brasil – e a riqueza e exuberância das formações florestais nestas mesmas regiões alguns milênios depois, sem que os autores mostrem de onde "surgiu" ou onde estava "escondida" esta enorme biodiversidade florestal. As limitações de estudos paleoecológicos são reconhecidas e discutidas em vários trabalhos, e é evidente que não podem ser repetidas e nem resumidas em cada novo estudo, mas consideramos fundamental que os leitores e/ou usuários das interpretações paleoecológicas compreendam a forma como tais informações são geradas e os possíveis problemas envolvidos.

O não-aparecimento do pólen das espécies das MNs no registro fóssil de períodos glaciais ou o rebaixamento da zona de ocorrência destas espécies (descidas de até 1000 m ou mais) durante tais períodos foi registrado em diferentes continentes (Flenley 1992, 1998; Foster 2001). Na bibliografia que consultamos, a única menção à ocorrência de MN durante o último período glacial no Brasil parece ser para Campos do Jordão, SP, entre 17 e 11 mil anos atrás (Behling 1997b), após o máximo do último período glacial (19 e 23 mil anos atrás, cf. Clark & Mix 2002, Hulton *et alii* 2002) e depois de um período de aquecimento entre 17.500 e 17.150 anos atrás (cf. Hulton *et alii* 2002). Em Campos do Jordão, teria havido uma estreita faixa de MN em altitudes abaixo de 1850 m (talvez entre 500 e 1000 m), a qual teria se expandido e se aproximado desta altitude entre 10 mil e 2500 anos atrás, tendo reduzido sua ocorrência após este período (Behling 1997b, Behling & Lichte 1997). Parte das interpretações de Behling (1997b)

conflita com as análises de Modenesi-Gauttieri (2000; ver ainda Hiruma *et alii* 2001), que encontrou evidências de pelo menos 3 mudanças nas condições bioclimáticas, ao contrário das condições contínuas de frio e seca entre 35 e 10 mil anos atrás, concluídas por Behling; sobre tal região e suas mudanças vegetacionais, ver também Azevedo (1962, 1965).

A inexistência das atuais MNs nas escarpas dos Aparados durante os períodos glaciais e a ocorrência destas MNs nas maiores altitudes da encosta atlântica do sul e sudeste brasileiros se dar apenas a partir do Holoceno são afirmadas por Behling (1998) e implicitamente apoiadas por Ledru *et alii* (1998, especialmente sua fig.5). Estas conclusões nos parecem pouco convincentes e influenciadas por problemas metodológicos e por interpretações discutíveis, que abordaremos mais adiante, mas desde já reconhecemos que apenas novos dados poderão levar a uma completa rejeição de tais conclusões.

Se as florestas brasileiras estavam praticamente restritas às áreas ao norte da latitude 20°S até 7 mil anos atrás (cf. Ledru *et alii* 1998b:fig.5), isto implica que muitas espécies endêmicas das matas sul-brasileiras não ocorreriam aqui naquela época, deixando apenas duas hipóteses (ambas pouco plausíveis): ou **1)** viviam em latitudes inferiores a 20°S (mas também por ali nem sempre foram encontradas, como no estudo de Rodrigues-Filho *et alii* 2002), donde migraram para cá e lá se tornaram extintas, ou **2)** surgiram aqui por especiações recentes durante os últimos 7 milênios, enquanto outras espécies florestais migravam e ocupavam as áreas campestres sul-brasileiras. Embora os processos especiativos sejam ainda muito pouco conhecidos (Burger 1981, Schemske 2000, Barton 2001) e complexos (Cronquist 1988, Turelli *et alii* 2001, Levin 2001), de modo geral predomina uma visão que os considera normalmente mais demorados (Briggs & Walters 1997; mas ver Howard 1993, Levin 2001), exceto as especiações que envolvem rearranjos cromossômicos (Rieseberg 2001) e as súbitas, como as decorrentes da duplicação de genomas (poliploidia) ou de genes (Taylor *et alii* 2001). Devemos considerar ainda que a duração média de cada espécie é na escala de milhões de anos ou dezenas de milhões de anos (Roy *et alii* 1996). Os métodos analisados por Bachmann (2001), Whelan *et alii* (2001) e Moritz (2002) poderão trazer grande contribuição para a resolução de muitas destas incertezas.

A interpretação de Behling (1998) evita a necessidade das duas hipóteses acima, ao supor que as espécies dos pinhais sobreviveram ao longo de algumas matas-galeria planaltinas, enquanto a mata tropical atlântica de encosta teria se reduzido a uma estreita faixa nas terras baixas litorâneas (incluindo talvez áreas discutidas por Caruso Jr. 1992, Angulo *et alii* 1999). Esta planície foi bastante ampliada (em relação à sua situação atual) pela última grande regressão marinha, que pode ter baixado o nível do mar entre 120 e 135 m durante o máximo do último período glacial (cf. Clark & Mix 2002). Isto corresponde a cerca de 50 km de alargamento a partir da atual linha do mar (em SC) e se aproxima de um dos 2 modelos de reconstrução do CLIMAP, mas é bem menos que estimava o outro, que indicava um rebaixamento do nível do mar de 163 m (Clark & Mix 2002), quase certamente muito superestimado.

No entanto, esta suposição de Behling cria outro problema, que é a concentração, em áreas pequenas e relativamente mais uniformes, de uma enorme riqueza florística, não encontrada, por exemplo, por Behling & Negrelle (2001), que analisaram amostras com mais de 20 mil anos de uma área na planície catarinense e sugerem a existência ali, durante o máximo do último período glacial, de manchas de matas adaptadas ao frio e quase completa ausência de árvores tropicais. Comparadas entre si, as milhares de espécies vegetais da mata atlântica sul-brasileira atualmente parecem apresentar requisitos ou tolerâncias muito diferentes quanto aos fatores abióticos; assim, é bastante difícil aceitar que pudessem estar todas reunidas, há pouco tempo e em áreas relativamente baixas, espécies que hoje se espalham ao longo de 1000 m ou mais de gradiente altitudinal, e onde muitas mostram atualmente uma relativa especialização.

Prentice *et alii* (2000:514) fazem considerações um pouco similares na tentativa de entender onde estariam as espécies das matas pluviais tropicais e das matas temperadas caducifólias durante o máximo do último período glacial no hemisfério norte e na África, já que tais formações estariam praticamente ausentes destas regiões há 18.000 anos, mas também não são convincentes nas 3 possibilidades que levantaram. Stewart & Lister (2001) sugerem que áreas no norte da Europa, com topografia abrigada e que propiciasse microclimas mais estáveis, podem ter suplementado os bem estudados e estabelecidos refúgios do sul e leste da Europa; estes refúgios norte-europeus pouco perceptíveis (ou mesmo não detectados nos registros polínicos, cf. Ronce 2001; ver também Nordal 1987, Gugerli & Holderegger 2001), teriam preservado espécies animais e vegetais termófilas, possibilitando que elas sobrevivessem cercadas por grandes regiões dominadas por uma tundra estépica praticamente sem árvores. É provável que o mesmo

tenha ocorrido nas áreas sul-brasileiras mais atingidas pelos resfriamentos e ressecamentos dos últimos períodos glaciais.

Deve-se levar em consideração, ainda, as implicações, na Mata Atlântica, das confusões e polêmicas existentes atualmente na Amazônia em relação à sua paleoecologia e às conseqüências biológicas dos períodos glaciais quaternários, e especialmente dos refúgios florestais propostos por muitos autores, dentro da chamada "teoria dos refúgios", cada vez mais polêmica e criticada (ver também seção 3.7 do capítulo 3). Seria bastante inesperado que os dois grandes domínios florestais tropicais brasileiros tivessem tido comportamentos muito diferenciados entre si durante tais períodos relativamente recentes, mas também é provável que os resfriamentos tenham sido mais intensos nas maiores altitudes das latitudes subtropicais (como as dos Aparados) que nas planícies e serras tropicais ou equatoriais.

4.11.1. Pressupostos e limitações de interpretações paleoecológicas baseadas em registros polínicos, e problemas detectados

Como limitação de qualquer estudo baseado em registros palinológicos (Villagran 1991, Prentice 1992:296, Ritchie 1995, Hicks 2001, Brewer *et alii* 2002), os polens de muitas espécies presentes em alguma vegetação podem não estar representados nos sedimentos amostrados perto dela ou mesmo sob ela, por qualquer um dos seguintes motivos: serem produzidos em pequena quantidade ou quase não serem transportados ou serem pouco e/ou mal preservados (devido a problemas ligados à tafonomia dos grãos). Além disso, eles podem estar presentes mas não serem identificados, ou ainda, como mostram Bauermann *et alii* (2000) e H. Behling (Zentrum für Marine Tropenökologie, Bremen, com. pess.), a ausência de polens pode decorrer de problemas na preparação das amostras em laboratório, os quais podem destruir os polens com paredes menos resistentes. Do mesmo modo, a presença do pólen de várias espécies nem sempre significa que elas existissem nas proximidades da área onde foi obtida a coleta, pois, especialmente no caso de plantas anemófilas, é comum o pólen ser transportado por dezenas a milhares de quilômetros, o que também contribui para trazer incertezas e imprecisões à interpretação dos polens amostrados. Estas, portanto, se referem tanto à mera existência ou não de cada espécie numa área quanto à possível interpretação que é feita das diferentes quantidades de pólen encontradas de cada táxon e do seu eventual significado, bem como da época em que o táxon iniciou sua ocorrência na área, o que também envolve problemas de datação. Assim, apresentaremos críticas e argumentos quanto aos métodos usados e às interpretações feitas por diversos autores.

A interpretação de um espectro de polens acumulados, considerados tanto fósseis (Comes & Kadereit 1998, Behling *et alii* 2001, Peyron *et alii* 2001, Brewer *et alii* 2002, Petit *et alii* 2002, Wille *et alii* 2002) quanto subfósseis (Marchant & Hooghiemstra 2001), baseia-se no pressuposto, muito pouco explicitado, de que tais distribuições são representativas da vegetação de então, o que é um dos "problemas perenes" da interpretação paleoecológica (Marchant & Hooghiemstra 2001 – ver também Braun-Blanquet 1979:680; Prentice 1985; Huntley 1993; Sugita 1993, 1994; Ritchie 1995; Lindbladh *et alii* 2000; Walker & Sun 2000; Hicks 2001; Brewer *et alii* 2002; e especialmente Jackson & Lyford 1999).

No entanto, algumas análises da representação dos polens de vegetações atuais nas chuvas polínicas locais ou regionais mostram que a representatividade dos polens depositados é bastante variada, como demostram Bush & Rivera (1998), devido a diferenças enormes entre as espécies, sem qualquer padrão consistente de variação espacial na distribuição dos polens depositados na mata pluvial neotropical estudada, além da baixa presença das espécies do dossel no espectro polínico. Esta deficiência das análises polínicas aumenta muito quando a escala espacial da área de origem do pólen é pouco definida e quando a freqüência de espécies polinizadas pelo vento é reduzida entre os elementos dominantes da comunidade amostrada (Ritchie 1995). A vegetação pode parecer homogênea mesmo quando o padrão real é heterogêneo e "patchy", dependendo do tamanho da bacia de acumulação (lago ou turfeira) em relação ao tamanho das manchas de vegetação (Sugita 1994). Além disto, as espécies herbáceas e as polinizadas por animais não deixam tipicamente traços significativos de sua distribuição pretérita (Widmer & Lexer 2001), embora as gramíneas talvez sejam uma exceção em relação às primeiras, ainda que sua interpretação exija cuidados (Bush 2002). Por outro lado, estudos sobre a produção, dispersão e deposição polínicas atuais podem servir para melhor compreender e interpretar as quantidades de pólen encontradas nas turfeiras (ou lagos); isto é exemplificado por Behling *et alii* (2001, apesar de ter sido pouco explorado por eles), e especialmente por Vincens *et alii* (2000), Walker & Sun (2000), Davies & Fall (2001), Hicks (2001), Paez *et alii* (2001) e Wille *et alii* (2002).

Outra importante pressuposição dos estudos paleoecológicos é que as espécies escolhidas como indicadoras dos tipos de comunidade ou das mudanças (vegetacionais ou climáticas) são mesmo representativas das vegetações consideradas ou muito bem adaptadas às características/mudanças climáticas hipotetizadas; um bom exemplo deste tema é discutido por Angulo *et alii* (1999) e Baker *et alii* (2001), tratando especialmente de animais marinhos como indicadores. Talvez para fugir deste tipo de problema, alguns trabalhos discutem apenas uma ou poucas espécies supostamente mais informativas, como Ledru *et alii* (2001), que exploram basicamente a ocorrência de *Podocarpus*, associada a *Ilex* e *Myrsine*, só que isto significa fazer amplas inferências com base numa amostra ínfima da composição de espécies de uma enorme região. A escolha de espécies indicadoras deveria merecer discussões e cuidados muito maiores por parte dos pesquisadores, e basear-se num sólido conhecimento das necessidades ecológicas e dos limites de tolerância delas (Gugerli & Holderegger 2001, Marchant & Hooghiemstra 2001), pois, como reconhece Peteet (2000), diferentes indicadores biológicos geram estimativas muito variáveis da magnitude das mudanças térmicas.

Uma interessante tentativa de criar uma base para interpretações mais coerentes e uniformes foi feita por Marchant *et alii* (2002), mas uma consulta rápida a alguns táxons nos deixou preocupados, pois a informação sobre alguns era muito incompleta (*Azara*, considerado como somente herbáceo, e *Gordonia*, dito só com ervas e arbustos, enquanto as espécie sul-brasileiras de ambos são arbóreas; Fabaceae parecia ser formada só por ervas introduzidas; *Eryngium*, sem qualquer menção às dezenas de espécies sul-brasileiras), e os dados sobre outros pareciam discutíveis (*Gunnera*, *Griselinia*, *Fuchsia*), o que nos trouxe dúvidas quanto à utilidade e/ou correção de outras informações ali reunidas, que deverão ser analisadas com cuidado pelos leitores de tal trabalho.

Araucaria angustifolia e *Podocarpus lambertii* dão **exemplos instrutivos** de algumas das limitações citadas anteriormente, inclusive por serem consideradas espécies de grande importância como indicador na interpretação paleoambiental a partir de sedimentos e mesmo por serem abundantes ou dominantes em certos tipos de comunidade no sul do Brasil. Ambas apresentam pólen capaz de ser levado na atmosfera por longas distâncias, o que faz com que o pólen de *Araucaria*, mesmo não sendo alado, ocorra na chuva polínica de áreas onde não existem plantas da espécie (cf. Behling *et alii* 1997); só que tal pólen esteve ausente nas amostras de Roth & Lorscheitter (1993), de local onde a espécie é dominante, e também de Bauermann *et alii* (2000), de uma região onde a espécie ocorre, mas é mais rara. Também o pólen alado de *Podocarpus*, elemento dominante na região amostrada por Bauermann *et alii* (2000), teve uma quantidade nestas amostras inferior ao esperado da ampla abundância da espécie; os autores atribuem isto a uma não-deposição em áreas próximo à origem (o que não é convincente, dada a grande quantidade de indivíduos arbóreos por toda a região) ou a problemas metodológicos, os quais também poderiam ser determinantes da inexistência de pólen de *Araucaria* nos 2 estudos citados, a qual alternativamente poderia ser ainda decorrente de problemas de ordem tafonômica (Bauermann *et alii* 2000), também considerados por L. Roth (1990) e Roth & Lorscheitter (1993).

Behling *et alii* (2001) encontraram muito mais polens de *Podocarpus* que de *Araucaria angustifolia* em amostras superficiais dentro de um pinhal e o contrário em amostras superficiais num campo próximo; e, como destacam tais autores, ambos os tipos de pólen com ocorrência muito baixa na superfície deste campo, em parte decorrente da pequena área do pinhal em relação à grande superfície campestre na região; porém, isto também demonstra que a quantidade de pólen destas espécies depositado em áreas não-florestais (mesmo distantes cerca de 100 m da mata) pode ser muito pequena, além de ainda ser aí inversamente proporcional à deposição que ocorre dentro da mata onde estão as plantas provavelmente produtoras deste pólen. Algo semelhante ocorre com o pólen de Cyperaceae e Poaceae, pois há muito maior deposição do pólen de Cyperaceae que de Poaceae no chão do campo, e o contrário ocorre no chão da mata; a utilidade desta informação, porém, fica comprometida pela inexistência de dados sobre a participação de cada família na vegetação local. Já o pólen de *Ilex*, *Myrsine* e Melastomataceae foi depositado em maior quantidade no chão do campo que da mata (Behling *et alii* 2001), embora sejam táxons tipicamente florestais (pelo menos os 2 gêneros, estando o primeiro no grupo do pinhal, enquanto Melastomataceae é incluída no grupo de "arbustos e árvores" pelos autores, o que parece indicar que não se trata do pólen das espécies de pequeno porte comuns em campos e banhados).

Quanto a *Araucaria*, é comum encontrarmos confusões entre o táxon genérico ou específico e a formação vegetacional dominada por este (ver, por exemplo, Ledru *et alii* 1996:252, Kershaw & Wagstaff 2001:408), e, o que é pior, interpretações (errôneas?) baseadas em falsas necessidades de condições

ecológicas para o desenvolvimento das plantas do táxon; por exemplo, *A. angustifolia* necessitaria "temperaturas frescas e temperaturas médias no inverno inferiores a 10°C para se desenvolver" (Ledru *et alii* 1996:252), o que simplesmente não é verdade, diante do seu crescimento normal na planície litorânea de SC (aparentemente nativa em Sombrio, cultivada em muitos outros municípios), com temperaturas bem superiores às supostamente exigidas por ela. Também surpreende que a participação do pólen da espécie no total dos polens analisados por Behling *et alii* (2001), representativos dos últimos 4 mil anos, mesmo aumentando muito pouco nos últimos mil anos, da mesma forma que o pólen das outras espécies arbóreas do pinhal, ainda assim é associada a uma suposta "expansão pronunciada" do pinhal no último milênio (reflexo da "mudança para as modernas condições climáticas", "muito úmidas"), enquanto a percentagem de pólen dos táxons campestres nos sedimentos é quase constante e sempre superior a 80% durante todo o período de 4 mil anos até o presente (embora haja uma aparente substituição das gramíneas pelas ciperáceas durante o último milênio, não discutida pelos autores, apesar de ser a mudança mais evidente no trabalho). Isto nos parece exemplificar como a interpretação de dados paleoecológicos muitas vezes sofre influência de idéias, expectativas ou definições pré-estabelecidas, que às vezes podem ser até mais determinantes nas conclusões que os próprios dados brutos obtidos como resultado das análises.

Em relação a *Podocarpus*, a ocorrência de grandes estandes reprodutivos do gênero no nível do mar na América Central questiona o seu uso exclusivamente como um indicador de climas frescos (Burnham & Graham 1999:568; mas De Oliveira 2000, Behling 2001 e Bush *et alii* 2001b ainda o usam desta forma; os últimos argumentam que as espécies equatorianas do gênero são quase exclusivamente montanas e raramente vivem em altitudes menores que 1800 m) e também de matas montanas ou nebulares (como o consideram van der Hammen & Hooghiemstra 2000 e Behling em outros trabalhos), o que certamente é ainda reforçado por sua ocorrência atual também em matas no nível do mar no norte de SC e RS (*P. sellowii*) e por chegar a ser dominante em vegetações nas regiões mais quentes e de baixa altitude (menos de 300 m) do sul do Brasil, como a Serra do Sudeste (cujas matas foram brevemente descritas por Bauermann *et alii* 2000) e em áreas da Campanha do RS (*P. lambertii*).

Outras duas espécies não-brasileiras de *Podocarpus* são comentadas por van der Hammen & Hooghiemstra (2000), que, apesar de cientes da ocorrência delas e de *Ilex* (bem como de suspeitarem da ocorrência também de *Hedyosmum*, p.734, e inclusive de afirmá-la, p.739) em matas de terras baixas, ainda preferem continuar considerando tais táxons, juntamente com *Weinmannia* ("elemento especificamente montano", p.739; ou "táxon indicador de resfriamento", assim como *Hedyosmum* e *Drimys*, cf. Bush *et alii* 2001b), como representantes de "táxons montanos", apesar de todos eles estarem presentes nas matas de planície de SC, e de *Ilex* e *Weinmannia* ocorrerem inclusive na restinga arbustiva, sendo, o primeiro, abundante, e o segundo, raro (Falkenberg 1999), e estes 2 gêneros estavam presentes aí mesmo durante o último período glacial (Behling & Negrelle 2001). É possível acreditar que tais ocorrências, praticamente no extremo meridional da distribuição geográfica destas espécies, sejam uma anomalia ou possam ser pouco representativas de áreas mais centrais desta distribuição, ou mais provavelmente representem exemplos da conhecida compensação de menores altitudes por maiores latitudes (que talvez ocorra também com *Dodonaea*, encontrado em grandes altitudes equatoriais andinas por Wille *et alii* 2002, e *Gordonia* [=*Laplacea*]), mas não podemos concordar com as generalizações ou conclusões pelo menos parcialmente equivocadas de tais autores, as quais relacionam-se com outras interpretações que ainda serão discutidas mais no final desta seção.

É curioso que as limitações da representatividade já mencionadas, além de outras, como a área (freqüentemente muito restrita, cf. Behling *et alii* 1997, e sem incorporar quaisquer efeitos locais, cf. Sifeddine *et alii* 2001) supostamente representada por cada amostra ou análise, dificilmente são mencionadas pelos paleoecólogos, e, quando o são, como por Prentice (1985, 1992), Ritchie (1995), Burnham & Graham (1999:567), Jackson & Lyford (1999) e Suguio (1999:58), a conclusão geralmente é que ainda assim existem abundantes informações sobre as mudanças vegetacionais. Um pouco mais de ceticismo e/ou prudência por parte dos autores talvez não fosse prejudicial, conclusão que parece semelhante à de Hengeveld (1990:205), sobre a dificuldade ou impossibilidade de reconstrução da composição vegetacional para períodos anteriores a 8 ou 9 mil anos atrás (não explicada por ele, mas talvez em decorrência da suposta inexistência de análogos modernos para os espectros polínicos fósseis mais velhos que dez mil anos, cf. Ritchie 1995:482), e de Behling *et alii* (1997) e Thomas (2001), sobre a possível falta de representatividade de certos dados obtidos a partir de polens depositados, especialmente de espécies arbóreas tropicais.

Um problema adicional nas amostras analisadas a partir de turfeiras próximas aos Aparados pode decorrer da **influência do gado** na distribuição dos sedimentos e polens. A ampla e bem antiga criação de gado na região (ver seção 6.2.10 no cap. 6) representa uma dificuldade a mais para encontrar áreas intactas e que sejam representativas da deposição de polens ao longo dos tempos, e que não apresentem "contaminações" de polens mais recentes ou misturas de camadas de idades distintas ou inversões nestas camadas; estas últimas situações ocorrem no caso de deslocamento de animais pelo interior das turfeiras. Bovinos e cavalos, quando sozinhos ou em pequenos grupos, de modo geral não entram voluntariamente no interior das turfeiras, exceto em épocas de grande calor ou seca, quando estas áreas podem representar uma das poucas alternativas para resfriar seus corpos ou saciar suas necessidades de água, mas não temos idéia da importância ou freqüência deste tipo de ocorrência. No entanto, consideramos de muito maior relevância um outro aspecto, que ocorre quando os animais estão em rebanhos maiores ou em fuga (de felinos como o puma, do fogo, de vaqueiros ou simplesmente assustados por qualquer motivo). Nestes casos, seu comportamento não é tão previsível e seu rumo de deslocamento inclui qualquer área relativamente aberta, e certamente também as turfeiras que estão em seu caminho, o que tivemos oportunidade de observar várias vezes.

É possível que turfeiras muito profundas (com mais de 2 m de material acumulado) não cheguem a ter este tipo de problema, pois os animais as conhecem e conscientemente as evitam na maior parte do tempo, mas as turfeiras menos profundas e mesmo as bordas das mais profundas certamente já sofreram muitas alterações devido ao deslocamento de animais de grande porte. Por outro lado, nem sempre cada animal em debandada tem condições de escolher uma rota de fuga que evite as turfeiras ou outras áreas perigosas, sendo às vezes forçado a entrar nelas mesmo involuntariamente, por simples desespero. Grande parte da criação bovina na região é feita com os animais totalmente livres por grandes extensões de terra, e de vez em quando os vaqueiros perseguem-nos para reunir o rebanho e selecionar os animais a serem abatidos, sendo este sistema o mais tradicional nos 2 últimos séculos. Isto certamente causou muitas invasões de turfeiras por animais em fuga e mesmo por vaqueiros a cavalo na perseguição a grupos de bovinos em fuga ou a bovinos isolados e desesperados.

Behling (1995:138) atribui à provável influência de raízes de plantas recentes uma datação de apenas 60 anos para os sedimentos localizados a 40 cm de profundidade na turfeira do Morro da Igreja, mas consideramos provável que o efeito do gado comentado acima tenha causado este problema. Supomos que o mesmo tenha ocorrido com as duas datações mais antigas de Behling (1995, 1998) para a Serra da Boa Vista, uma no fundo da turfeira e outra na sua metade, que apontaram quase a mesma idade, sendo a mais profunda até um pouco mais recente. Nestas duas áreas, ambas com criação de gado bem antiga, as amostras analisadas por Behling foram inferiores a 1,5 m de profundidade.

Ledru *et alii* (1998b) sugerem uma expansão dos pinhais na Serra da Boa Vista a partir de 4 mil anos atrás, mas seus dados para este período mostram uma grande redução no pólen de espécies arbóreas e um grande aumento no pólen de espécies não-arbóreas (sua fig.4), quando comparados com o período entre 4 e 7 mil anos atrás (sua fig.3), o que parece contrariar sua conclusão; os dados originais de Behling (1995, 1998) não auxiliam muito para resolver tal contradição, já que suas datações para esta região não parecem muito confiáveis (talvez devido ao que foi comentado nos 2 parágrafos anteriores), problema que se repetiu em Behling & Negrelle (2001). Poucas datações e a inconsistência de várias destas são um problema sério e que realmente contribui para colocar em dúvida ou reduzir em muito a confiabilidade das interpretações paleoambientais feitas a partir da identificação e contagem de sedimentos de turfeiras. Outros importantes aspectos práticos e teóricos sobre datação, inclusive várias limitações, são discutidos por Watchman & Twidale (2002), embora não específicos para sedimentos recentes.

A questão das **espécies indicadoras** (ver também Kershaw & Wagstaff 2001, Bush *et alii* 2001a, Marchant *et alii* 2002, Wille *et alii* 2002) já foi discutida por Colinvaux *et alii* (2000), que descartaram o uso de polens de Poaceae (também considerados ambíguos por Hooghiemstra & van der Hammen 1998; ver ainda Bush 2002) e Asteraceae (se identificados apenas no nível de família) como indicadores de savanas na Amazônia, já que existem extensas áreas de pastagens nativas em terras inundáveis (cerca de 11 milhões de ha, cf. Nascimento & Homma 1984:251). Já Wille *et alii* (2002:429) concluíram que as percentagens de pólen de Poaceae eram um dos melhores marcadores para estimar a posição altitudinal da linha superior da floresta. A escolha ou interpretação de espécies indicadoras também nos parece questionável em algumas posições de Behling (1995, 1997b; que ele reconhece serem "necessariamente preliminares", cf. Behling 1995:131), sobre áreas que incluem MNs. Nestes trabalhos, ele inclusive

discute os indicadores climáticos que escolheu (Behling 1995:145, 1997b:413; em comunicação pessoal, ele informou que há maiores explicações sobre isto em sua tese, redigida em alemão) e justifica algumas interpretações, mas **discordamos de vários aspectos**, que expomos a seguir. Boa parte de nossa divergência deve-se a Behling desconsiderar que os polens de vários táxons podem derivar de mais que um tipo vegetacional.

Behling (1995) considera *Rapanea*, *Ilex* e Urticales como táxons de menores altitudes (p.134), *Fuchsia regia* como representando a ocorrência de floresta (p.134, quando é comum na VR), *Gunnera manicata* como um típico membro das MNs (p.129, quando é muito mais abundante na VR), bem como usa estas duas últimas espécies e *Laplacea fruticosa* como indicadores de climas mais frios (p.145; a última foi considerada como táxon de maiores altitudes, p.134, mas ocorre até na restinga sul-brasileira), quando mais provavelmente poderiam servir como indicadores de temperaturas um pouco mais quentes que as atuais, inclusive porque as folhas de *Gunnera* não parecem tolerar temperaturas muito baixas; *Eryngium* foi considerado indicador de climas mais secos (Behling 1995, 1997b), embora Behling (1995) reconheça que ele também habita áreas úmidas, mas não podemos esquecer que *E. smithii* é comum nas MNs. *Griselinia* foi incluída no pinhal (Behling 1995, 1997b), embora seja abundante nas MNs e também na VR, o que ainda questiona seu uso como indicador de vegetação florestal, o mesmo valendo para *Gaultheria ulei*, considerada da MN por Behling (1995, 1997b), mas que não foi encontrada por nós na MN, e sim apenas em comunidades abertas na VR; na Amazônia, Colinvaux *et alii* (2000) também mostram como outros polens supostamente florestais igualmente podem ter se originado de plantas de "inselbergs" ou da VR.

As classificações de *Clethra*, *Griselinia* e *Mimosa scabrella* como do pinhal; de Urticales, Palmae e Myrtaceae como da mata atlântica; e de *Weinmannia* e *Drimys* como da MN (Behling 1995:136), também não são adequadas, pois tais táxons não são exclusivos do tipo florestal citado. Behling (1997b) repete este problema ao classificar Melastomataceae (no contexto amazônico, a interpretação deste táxon já foi questionada por Colinvaux *et alii* 2000:146, mas tal discussão é perfeitamente válida para cá), Myrtaceae, *Clethra*, *Ilex* e *Weinmannia* como do grupo ecológico da MN; estes 5 táxons ocorrem nos 3 tipos de mata considerados por Behling, sendo impossível atribuir qualquer destes táxons a um único tipo florestal. A classificação de *Symplocos* como integrante do grupo ecológico de pinhal (e não da MN, embora com dúvida, cf. Behling 1997b; sua menção a Klein 1979 para tal definição não é adequada, já que Klein não abordou a MN naquele trabalho) é igualmente equivocada, o que pode ser comprovado pela riqueza e abundância do gênero nas MNs que amostramos (Tabela 4.9), parâmetros provavelmente superiores aos da maioria dos pinhais. Também importante é o caso de *Podocarpus*, comentado anteriormente nesta seção. Talvez já considerando este tipo de limitação, Behling *et alii* (2000) evitaram atribuir os polens aos diferentes "grupos ecológicos" ou tipos de vegetações encontrados na região nordeste do Brasil.

A sub-representação dos polens de Myrtaceae, Lauraceae (registrada também por Bush *et alii* 2001a) e *Ilex*, encontrada por Behling *et alii* (1997), os quais são táxons dominantes ou importantes nas MNs, também contribui para colocar em dúvida as duas conclusões de Behling (1998) mencionadas no início da seção 4.11. Como tais táxons têm pouco pólen acumulado mesmo sob a copa de suas árvores ou nas cercanias destas, é quase impossível que seus polens sejam registrados em minúsculas amostras retiradas de turfeiras situadas a certa distância (centenas de metros?) do local onde estivessem suas árvores. Se estes 3 táxons têm seu pólen sub-representado e se *Crinodendron* não teve pólen no registro fóssil, praticamente restam apenas *Drimys* e *Weinmannia* que poderiam aparecer neste tipo de estudo e comprovar a existência de MNs na região, sendo que *Drimys* também não parece ser encontrado com altas freqüências nestas pesquisas, o que parece deixar o pólen de *Weinmannia* como praticamente o único possível indicador da ocorrência de MNs a partir das amostras polínicas.

Embora não tenhamos dados para rejeitar as interpretações de Behling (1998) e Ledru *et alii* (1998b) que questionamos no início da seção 4.11, cremos que elas no mínimo pecam por uma **excessiva generalização**, ao extrapolar, para superfícies enormes e extremamente diversificadas, os dados talvez não muito representativos obtidos em alguns pontos isolados; afinal, tirar conclusões gerais a partir de pesquisas locais deve ser particularmente perigoso nas regiões tropicais (Arens 2001b). Por outro lado, mesmo que o resfriamento e a menor e mais irregular precipitação (em relação ao clima atual) tenham ocorrido no sul do Brasil (e mesmo no sudeste, cf. Behling & Lichte 1997, Behling 2002) nos períodos supostos por tais autores, a máxima elevação do nível do mar no Holoceno do sul do Brasil possivelmente

foi menor que na maior parte da costa leste do país (Angulo *et alii* 1999), o que pode significar que as variações climáticas também tenham sido menores no sul. Além disso, a variabilidade topográfica (Huntley 1993, Ledru *et alii* 1996, Modenesi-Gauttieri 2000, Porter 2001, Salgado-Labouriau 2001, Seltzer 2001, Stewart & Lister 2001, Brewer *et alii* 2002, Wille *et alii* 2002) e as vegetações locais poderiam moderar os microclimas e os efeitos das alterações atmosféricas continentais sobre as comunidades de plantas, e, entre estas, as turfeiras são consideradas particularmente importantes (Klinger *et alii* 1996).

A nebulosidade e umidade locais, aspectos importantes para a MN, também podem ser bastante independentes dos valores regionais (Cavelier & Mejia 1990); Modenesi-Gauttieri & Nunes (1998) concluíram que houve um efeito da altitude do planalto do Itatiaia na manutenção de uma relativa continuidade na umidade local durante períodos regionalmente mais secos, embora as temperaturas possam ter oscilado bastante aí (Modenesi-Gauttieri 2000), enquanto o planalto de Campos do Jordão apresentou contrastes climáticos menos marcados que os verificados ao longo do litoral sul e sudeste do Brasil (Modenesi-Gauttieri & Nunes 1998), ainda que a umidade tenha variado bastante em Campos do Jordão (Modenesi-Gauttieri 2000).

As turfeiras talvez sejam o melhor indicador para tentar diferenciar clima frio-seco (em que elas teriam pequena ocorrência) de frio-úmido (em que elas teriam máximo desenvolvimento), o que requer uma especial atenção para a sua trajetória; tal diferenciação não é buscada pela maioria dos autores, que sempre associam supostos resfriamento e ressecamento de um paleoclima (em relação ao clima atual) com maiores freqüências polínicas de gramíneas e táxons savânicos (geralmente ervas ou subarbustos) tomados como indicadores de suposta expansão de campos e/ou savanas (ver Behling 2002, & Hooghiemstra 2001), desconsiderando que umidade e temperatura não precisam variar no mesmo sentido, e que talvez a alteração de uma delas já seja suficiente para provocar mudanças vegetacionais significativas.

A separação dos efeitos de menor umidade e mais baixa temperatura que as atuais tem sido tentada e/ou discutida, mas sem muito sucesso, para o último período glacial na Amazônia (ver Colinvaux *et alii* 2000, van der Hammen & Hooghiemstra 2000 e referências aí citadas) e nas "terras baixas" sul-americanas por Ledru *et alii* (1998a); na verdade, das 7 áreas que este último artigo discute, 6 não são tão baixas, já que uma tem 1850 m de altitude, 3 ultrapassam 1000 m e duas aproximam-se desta altitude; fato semelhante ocorre com Ledru *et alii* (1998b), que buscam um padrão geral de mudança climática para as "terras baixas" brasileiras, baseadas em amostras de 11 locais, dos quais apenas 3 estão abaixo de 700 m de altitude; Ab'Sáber (1989:16) já alertava para a total falta de validade da expressão "lowlands" para a maior parte do território brasileiro.

Também Bush *et alii* (2001b) concluem que nenhuma região tropical mostra um padrão consistente quanto às variações pluviométricas durante o último período glacial, o que explica a grande divergência entre os autores, embora seja provável alguma redução na umidade; quanto às temperaturas, concluem que foram em torno de 5°C mais baixas (durante o máximo do último glacial) que as atuais, mas reconhecem oscilações climáticas locais marcantes entre condições mais quentes e mais frias durante os 25 mil anos finais do último glacial, que impedem um consenso regional para o período de máximo resfriamento. Eles criticam a posição de Street-Perrott *et alii* (1997), para quem as estimativas de paleotemperaturas não devem ser feitas com base em inferências sobre a localização da "treeline". Segundo Street-Perrott *et alii*, estas inferências pressupõem que a temperatura era o principal fator determinante do limite altitudinal superior das matas durante os períodos glaciais e que a variação da temperatura ao longo de um gradiente altitudinal ocorria naqueles períodos da mesma forma como é hoje (redução de cerca de 5°C na temperatura a cada acréscimo de 1000 m na altitude), mas, na verdade, as menores concentrações atmosféricas de CO_2 (Farquhar 1997, Jolly & Haxeltine 1997, Pataki 2002) também tinham um impacto significativo na distribuição das matas, que não seria determinada apenas pela temperatura. Para Street-Perrott *et alii* e Jolly & Haxeltine (1997), estimativas de paleotemperaturas (e reconstruções paleoecológicas) baseadas em análises polínicas da localização dos limites altitudinais das florestas exageram o resfriamento ocorrido, o que é apoiado por Cowling & Sykes (1999).

A possibilidade mencionada anteriormente de atenuações climáticas locais é reforçada por o hemisfério sul ter tido mudanças climáticas menores e menos abruptas que as do hemisfério norte (Alley 2000, Clark & Mix 2002), associadas a menores superfícies e volumes de gelo no sul (Clark & Mix 2002, Hulton *et alii* 2002), já que a elevação no nível do mar em cada região é em parte determinada pela distância desta em relação às áreas onde está ocorrendo o degelo (Clark *et alii* 2002, Sabadini 2002); além

disto, o resfriamento foi mais intenso nas regiões mais próximas das zonas permanentemente cobertas por gelo e menos intenso quanto mais afastadas estivessem as regiões em relação às zonas com gelo permanente (Comes & Kadereit 1998, Brewer *et alii* 2002). O hemisfério sul ainda teve alterações climáticas invertidas em relação às do norte (Webb III & Bartlein 1992, Alley 2000, Peyron *et alii* 2000, Ledru *et alii* 2001), além de terem ocorrido no planeta inúmeros pulsos climáticos em escalas de milênios ou séculos (Roy *et alii* 1996, Karlén *et alii* 1999, Brewer *et alii* 2002). Os efeitos sinergísticos e da combinação de fatores são destacados por inúmeros autores na discussão das mudanças climáticas (como Kjerfve & Lacerda 1992, Mahlman 1997, Cowling & Sykes 1999, Haberle & Maslin 1999, Modenesi-Gauttieri 2000, Arens 2001a, Bush *et alii* 2001b, Cowling *et alii* 2001, Freitas *et alii* 2001, Porter 2001, Sanaiotti *et alii* 2002), e inclusive os efeitos da vegetação sobre o clima (como Klinger *et alii* 1996, Prentice *et alii* 2000 e referências aí citadas, Seltzer 2001).

Tudo isto pode causar mudanças muito mais localizadas que regionais (Kjerfve & Lacerda 1992, Martinelli *et alii* 1996, Modenesi-Gauttieri 2000, Freitas *et alii* 2001, Sanaiotti *et alii* 2002), além de respostas não-uniformes, locais e muito mais complexas de cada tipo de vegetação (Haberle & Maslin 1999, Scheel-Ybert 2000, Cowling *et alii* 2001, Freitas *et alii* 2001, Oliveira Filho & Ratter 2001, Sanaiotti *et alii* 2002) ou tipo fotossintético (Street-Perrott *et alii* 1997, Cowling & Sykes 1999) ou espécie (Comes & Kadereit 1998), mais evidenciáveis em ecótonos abruptos (Peteet 2000, Freitas *et alii* 2001, Wille *et alii* 2002), tão comuns nos Aparados. Estas hipóteses ecológicas mais realistas e um modelo evolutivo também mais complexo (Bush 1994, Ronce 2001, Stewart & Lister 2001) parecem mais convincentes que as simplistas (cf. Willis & Whittaker 2000) e supostamente previsíveis, amplas e quase unidirecionais mudanças vegetacionais sugeridas por diversas hipóteses, modelagens ou tentativas de reconstituição paleoecológica do último período glacial.

4.11.2. Especulações paleofitogeográficas

A atual pequena riqueza de espécies caducifólias na MN nos faz especular se não teria havido uma paleovegetação dominada por *Crinodendron brasiliense* em períodos um pouco mais frios ou mesmo glaciais, talvez com uma participação mais importante também de *Berberis kleinii*, espécies que estão hoje totalmente restritas às áreas mais altas e frias dos Aparados e que apresentam o comportamento caducifólio ou semicaducifólio no inverno, sendo a primeira uma espécie com porte suficiente para dominar numa mata, o que já não possui a segunda. Por outro lado, o não registro do pólen de ambas nos estudos de sedimentos de turfeiras em várias áreas do planalto (L. Roth 1990; Roth & Lorscheitter 1991, 1993; Ledru *et alii* 1994, 1998b; Behling 1997a, 1998, *et alii* 2001) mostra que elas talvez não tenham tido uma grande expansão durante os períodos glaciais do quaternário ou que, eventualmente, tenham sido atingidas por alguma(s) das limitações já citadas de qualquer estudo baseado em registros palinológicos (Villagran 1991, Prentice 1992:296, Ritchie 1995, Hicks 2001). Behling (1995) cita *B. kleinii* no apêndice, mas não a inclui em qualquer diagrama, o que indica uma ocorrência muito rara no registro polínico, e pode-se suspeitar que *C. brasiliense* tenha tido seu pólen (se foi amostrado) considerado junto com o "tipo *Weinmannia*", que incluiu *Sloanea* (gênero da mesma família de *Crinodendron*). Acreditamos que *C. brasiliense* seja muito informativa em termos paleoecológicos, por ser hoje endêmica das MNs mais frias e das maiores altitudes de SC, embora seu passado ainda seja totalmente desconhecido. Outra possibilidade é que espécies semicaducifólias e/ou que mostram hoje um comportamento variável em relação à queda de folhas fossem consistentemente caducifólias em períodos glaciais.

Outras espécies caducifólias, como *Verbenoxylum reitzii* e *Citharexylum solanaceum*, provavelmente não fariam parte deste suposto tipo de paleovegetação, pois atualmente só ocorrem em áreas bem mais baixas e relativamente mais quentes. Espécies com espinhos ou acúleos, como *Berberis laurina*, *Dasyphyllum* spp., *Colletia*, *Xylosma*, *Schinus polygamus* e algumas de *Solanum*, *Mimosa* (como as endêmicas *M. chaetosphaera* e *M. balduinoi*) e *Zanthoxylum* (como *Z. kleinii*), aparentemente pouco compatíveis com a atual MN, mas hoje existentes nela, poderiam também ter ocorrido na suposta formação (semi)xerófila. A função e distribuição da espinhosidade (incluindo acúleos) é discutida por Grubb (1992), que considera que matas pluviais geralmente contêm algumas espécies espinhosas, mas que estas nunca dominam, e verifica um aumento da espinhosidade em locais de menor pluviosidade e produtividade. A espinhosidade também foi discutida por Ivanauskas & Rodrigues (2000), que encontraram 21% das espécies com tal característica numa mata paulista, algumas destacando-se por "sua abundância e agressividade". As espécies espinhosas que citamos acima representariam apenas uma

parcela da flora da suposta formação, que dificilmente seria tão pobre, e deveria ter um conjunto bem maior de outras espécies com características mais comuns e que simplesmente tolerassem temperaturas e umidades menores que as atuais, talvez nem chegando a ser uma mata densa, mas até savânica ou uma mata aberta. Estas fisionomias já foram sugeridas respectivamente por Bolòs *et alii* (1991:148) e Spichiger *et alii* (1995) como mais prováveis para a vegetação acompanhante da araucária, segundo os últimos desde o Oligoceno e mesmo após a última glaciação, e que supostamente permitiria melhores desenvolvimento e regeneração desta conífera que nos pinhais atuais, mas tais fisionomias não parecem ser aceitas por Kershaw & Wagstaff (2001). No entanto, achamos que provavelmente a araucária não ocorria nas áreas mais altas aqui tratadas (como o Morro da Igreja), e consideramos que para ela o modelo de regeneração de Enright *et alii* (1999) parece mais provável, embora desenvolvido originalmente para a Austrália e ilhas próximas.

Também poderiam participar de tal suposta paleocomunidade, pensada a partir de uma extensão das evidências e especulações de Prado & Gibbs (1993), Ivanauskas & Rodrigues (2000) e Pennington *et alii* (2000, ainda que as consideremos não muito convincentes), outros elementos tolerantes a temperaturas mais frias que as atuais e que hoje habitam ainda o sul do nosso continente. Aí, as matas sul-andinas ou subantárticas ocorrem a partir de cerca de 38°S, algumas das quais se desenvolvem sob precipitações de poucas centenas de mm (Cabrera 1976, Quintanilla 1977), enquanto outras ocorrem sob precipitações acima de 3000 ou até mais de 4000 mm anuais (Veblen *et alii* 1980, Amigo & Ramírez 1998) e até 5600 mm anuais (Wardle *et alii* 2001). Estas matas, tanto as valdivianas do Chile central (reconhecido hoje como um dos 25 maiores "hotspots" mundiais) quanto as patagônicas e da Terra do Fogo (Zegers 1993, Armesto *et alii* 1996, Arroyo & Hoffmann-J. 1997), já foram comparadas com a vegetação dos Aparados por Rambo (1958a). Hueck (1972:363-9) trata das "matas secas subtropicais de folhas duras" ou matas perenifólias subtropicais de folhas coriáceas do Chile central (cerca de 33 a 38°S, onde ocorrem regiões de neblina nas encostas andinas voltadas para o mar), que parecem ser uma transição entre as formações neotropicais do norte do Chile e as matas sul-andinas, possuindo diferentes comunidades florestais (xerófilas, com elementos espinhosos e caducifólios, ou úmidas; bem como, cf. Amigo & Quintanilla 2000, pelo menos um tipo intermediário; ver também Amigo & Ramírez 1998, Pollmann 2001, Wardle *et alii* 2001) com diversas espécies (*Maytenus boaria*, *Cissus striata*, *Schinus polygamus*) e vários gêneros (*Myrceugenia*, *Drimys*, *Berberis*, *Chusquea*, *Quillaja*, *Crinodendron*, *Colletia*, *Mutisia*, *Citronella*, *Azara*) encontrados também na MN dos Aparados ou em matas próximas no planalto.

As matas pluviais valdivianas (Hueck 1972:371-9, Cabrera 1976:75-7, Veblen *et alii* 1980, Armesto *et alii* 1996, Seibert 1996:209-45), vegetação antiga com caráter tropical, onde muitos grupos neotropicais e austral-antárticos do Terciário (que foi caracterizado, na sua primeira metade, por amplo domínio das matas tropicais em todos os continentes, exceto na Antártida, onde eras minoritárias; cf. Tallis 1991, Kellman & Tackaberry 1997) sobreviveram às glaciações do Quaternário, apresenta várias espécies (*Maytenus boaria*, *Griselinia ruscifolia*) e diversos gêneros (*Drimys*, *Gunnera*, *Araucaria*, *Weinmannia*, *Myrceugenia*, *Fuchsia*, *Dasyphyllum*, *Podocarpus*, *Persea*, *Berberis*, *Chusquea*, *Azara*, *Gaultheria*, *Hymenophyllum*, *Peperomia*) em comum com as MNs ou os pinhais dos Aparados. A sobrevivência desta vegetação de caráter terciário tropical, bastante rica em endemismos, é propiciada por uma umidade constante durante todo o ano (onde contribuem densas e freqüentes neblinas em várias regiões) e pela ausência de temperaturas muito baixas (Hueck 1972).

A estepe e vegetação arbustiva patagônicas e a tundra subantártica (Seibert 1996:194-209) também apresentam táxons em comum com a vegetação dos Aparados, como *Colletia spinosissima*, *Acaena*, *Berberis* (Seibert 1996:197 mostra uma foto de *B. buxifolia* que é quase idêntica a *B. kleinii* [nossa Foto 35]; Landrum 1999:814 sinonimizou *B. buxifolia* a *B. microphylla*, e sua fig.12B também é semelhante a *B. kleinii*), das primeiras, e *Cystopteris fragilis* e *Acaena* da última. Ledru *et alii* (1996) analisaram a vegetação atual e polens e esporos retirados de uma turfeira em MG; baseados em uma espécie de orquídea que hoje ocorre na Patagônia e em MG (*Cynaeorchis arundimae*), bem como em registros polínicos de Chenopodiaceae e Amaranthaceae (*Alternanthera* e *Gomphrena*), considerados "táxons halofíticos", e na codominância de pólen de Poaceae e Asteraceae durante certos períodos nos últimos 50 mil anos, os autores estabelecem paralelos com as atuais estepe arbustiva e vegetação aquática patagônicas, concluindo por semelhanças entre o atual clima daquela região e as condições brasileiras durante alguns períodos glaciais, quando o frio e a aridez teriam sido intensos. Porém, não podemos esquecer que a codominância de Poaceae e Asteraceae ocorre hoje nas restingas de SC e do RS (com

precipitações de 1200-1400 mm/ano, bem maiores que os 500 mm/ano concentrados no inverno da Patagônia) e mesmo nos campos planaltinos destes estados (com precipitações ainda maiores), e que *Alternanthera* e *Gomphrena* incluem espécies que não têm qualquer relação com ambientes salinos, as quais certamente representam a grande maioria das espécies brasileiras destes gêneros.

As antigas relações da vegetação planaltina sul-brasileira com o extremo sul do nosso continente (cuja história é mostrada por Axelrod *et alii* 1991) já eram discutidas por Rambo (1948, 1949b, 1951a:32, 1953b, 1956a, 1958a) e Brade (1942, especialmente sobre pteridófitas; 1956), sendo incorporadas por Smith (1962), aceitas por Hueck (1972:225) e mais recentemente também por Berry (1989), Safford (1999a) e Zuloaga *et alii* (1999), entre outros. Isto serve para reconhecer a genialidade de Balduíno Rambo (uma biografia dele foi escrita por Rabuske 1987) e o seu pioneirismo na discussão de modernos temas fitogeográficos, mesmo que não seja reconhecido em muitas das publicações brasileiras, como Brown & Ab'Saber (1979) e Giulietti & Forero (1990), o que também surpreendeu Araújo (1997). Sua importância já foi demonstrada e resumida por Baptista (1985), além de ter sido considerado "um dos mais expressivos nomes da Ciência brasileira" por Chassot & Regner (1997). Publicações estrangeiras também diversas vezes tratam de temas já destacados por Rambo, sem sequer mencioná-lo, como Katinas *et alii* (1999), que concluem sobre a existência de uma antiga biota Austral, exatamente o que tratara Rambo (1958a).

Também as idéias de Rambo sobre a semi-aridez no passado do planalto (atribuída a Klein 1975a por Pillar 2000) e sobre o avanço dos pinhais sobre os campos foram consideradas confirmadas por Roth & Lorscheitter (1993). O mesmo não se deu com a opinião de Rambo (1953b) de que o campo seco foi provavelmente a primeira vegetação a colonizar o planalto após os enormes derrames vulcânicos. Isto seria impossível diante da relativamente pequena idade dos mais antigos fósseis de graminóides (55-70 milhões de anos, cf. Cronquist 1981, Chapman 1996, Jacobs *et alii* 1999, Kellogg 2000) e da ainda muito mais recente origem dos ecossistemas dominados por eles (savanas e campos): bem menos de 20 milhões de anos no planeta como um todo, e pouco mais de 10 milhões de anos na América do Sul (Jacobs *et alii* 1999); já MacFadden (2000) estima que a expansão dos campos na América do Sul tenha se dado há 30 milhões de anos, 10 milhões de anos antes que na América do Norte, até por não haver conexão entre ambas naquela época (Burnham & Graham 1999), enquanto Axelrod *et alii* (1991:426) supõem a existência de campos na América do Norte há pelo menos 45 milhões de anos, tendo sido beneficiados posteriormente pelo secamento e esfriamento do clima. Mesmo diante destas divergências em relação à época de origem e/ou expansão dos campos atuais, estes (e mesmo a imensa maioria das angiospermas) são muito posteriores aos cerca de 130 milhões de anos de idade dos derrames vulcânicos que criaram toda a parte superior dos Aparados (ver seção 2.2 do capítulo 2).

4.12. Caráter tropical ou temperado e limite meridional

Cada tipo vegetacional ou cada ecossistema geralmente pode ser facilmente classificado como tropical ou temperado, ainda que vários critérios (latitude, clima, riqueza da flora, etc.) possam ser usados para chegar a tal definição. A MN dos Aparados não apresenta esta facilidade, o que é comprovado pela enorme divergência entre os autores quanto ao caráter **das MNs sul-brasileiras ou da região** onde elas ocorrem. Alguns preferem considerá-las **tropicais** (Hueck 1972:160, Takhtajan 1986, Schnell 1987:286, Prance 1989:fig.6.3, Falkenberg & Voltolini 1995, Katinas *et alii* 1999:fig.1). Outros as tratam como não-tropicais, e aí tanto **subtropicais** (Veloso 1966:25; Wettstein 1970; Alonso 1977; Klein *et alii* 1979; Maack 1981:242; Veloso & Góes-Filho 1982:30; Eiten 1983; Irgang 1983; Fernandes & Bezerra 1990:110; Conti & Furlan 1996; Richards 1996; Seibert 1996:26; Fernandes 1998:239; Miotto & Waechter 1998; Lichte & Behling 1999; Oliveira-Filho & Fontes 2000:795; Behling 2002, *et alii* 2001) quanto **temperadas** (Cain *et alii* 1956:940; Rambo 1949a:19, 1956b:409; Joly 1970:7; Veloso & Góes-Filho 1982:15; Leite & Klein 1990:121-3; Garneau 1992; Morellato & Haddad 2000:787). Mas praticamente ninguém apresenta uma argumentação clara e/ou convincente.

Dinerstein *et alii* (1995:96-8) tratam a região dentro do grupo de matas tropicais e subtropicais de coníferas. *Araucaria* é considerado um gênero tropical por Chabot & Hicks (1982), mas com afinidades antárticas ou temperadas por Rambo e Axelrod *et alii* (1991). Veloso (1966:65) afirma que "o gênero *Ilex* e a espécie *Podocarpus sellowii* podem ser considerados como bons índices" para a distinção das zonas tropical e subtropical, mas sua tentativa é um fracasso; é muito provável que ele tenha confundido novamente as espécies de *Podocarpus*, querendo se referir aqui a *P. lambertii*. Hueck (1972:223)

menciona o limite da "mata de neblina subtropical", mas em nenhum momento a caracterizou ou definiu como diferente da tropical. Em função da grande diversidade das pteridófitas epifíticas, Senna & Waechter (1997) referem-se a "uma certa tropicalidade no ambiente florestal" de um pinhal na beira das escarpas da Serra Geral do RS, onde o interior da mata é "um ambiente semelhante ao tropical de altitude", devido à predominância de formas biológicas que conservam as folhas durante a estação desfavorável (não explicitada, mas provavelmente o inverno). Miotto & Waechter (1998) consideram o RS "tipicamente subtropical", mas 80% dos gêneros de leguminosas do estado foram reconhecidos como pantropicais ou neotropicais. Os pinhais sul-brasileiros são considerados não-tropicais por Kellman & Tackaberry (1997:134) e subtropicais por Alonso (1977), Irgang (1983), Schnell (1987:297), Machado (1988:103), Mori (1989) e Behling (1998), o mesmo ocorrendo com as matas com *Ocotea porosa* (Schnell 1971:785), mas no último caso incluídas dentro das "montanhas tropicais". Brown (1995a) considera como temperadas as matas nebulares das províncias de Salta, Jujuy e Tucumán (23-27°S, 1500 a 2500 m de altitude), no noroeste argentino, que apresentam vários gêneros em comum com as matas sul-brasileiras, enquanto Brown (1995b) e Grau & Brown (1995) consideram as mesmas matas como subtropicais, mostrando uma posição contraditória de Brown.

Para Reis (1993:5), a semelhança dos processos dinâmicos internos (processos mutualísticos e dinâmica sucessional) dos 3 grandes tipos florestais catarinenses é a principal razão para considerar estas matas como tropicais. Porém, ele afirma que a "subtropicalidade torna-se mais clara na vegetação ao longo do Rio Uruguai, onde a sazonalidade é evidente através da presença de árvores emergentes deciduais". Isto contradiz sua conclusão de que todas as matas catarinenses são tropicais (o que deve incluir as MNs, embora nada mencione sobre elas) e faz uma inaceitável vinculação entre subtropicalidade e sazonalidade, rejeitada por Wolda (1987), Morellato *et alii* (1989) e inúmeros outros. Posteriormente, Reis considera os pinhais e a mata da bacia do Rio Uruguai como subtropicais, e apenas a floresta ombrófila densa (de terras baixas a altomontana) como tropical (Hodge *et alii* 1997), mas novamente sem tratar das MNs. Assim, as posições de Reis nestes 2 trabalhos parecem confusas e contraditórias (da mesma forma que as de Veloso & Góes-Filho 1982), pouco contribuindo para uma definição do caráter das MNs e mesmo das demais florestas catarinenses.

As matas tropicais montanas parecem mais similares às matas temperadas em muitos aspectos de estrutura e funcionamento que às matas tropicais de terras baixas (Tanner *et alii* 1998, Stewart 2000). Segundo Dansereau (1966:44), é "tentador" considerar a vegetação lenhosa e densa inferior a 8 m de altura, por ele chamada de "zona do escrube montano" de Porto Rico, como temperada ao invés de tropical, em virtude da simplicidade da sua composição florística, da bem marcada dominância de algumas poucas espécies, da grande importância dos musgos, da acumulação de húmus, do fato de muitos gêneros serem característicos de matas pluviais temperadas e de ampla distribuição. Tudo isto o fazia comparar estas MNs porto-riquenhas com as formações lenhosas da Nova Zelândia e Madeira.

Richards (1996) faz uma interessante caracterização das matas pluviais australianas e as diferencia em tropicais, subtropicais e temperadas. Porém, não consegue demonstrar claramente as diferenças entre estas, não relacionadas a qualquer limite latitudinal evidente, mas sim a altitudes, microclimas e condições pedológicas locais, bem como a diferenças florísticas no nível de espécie, o que cria um gradiente latitudinal de riqueza de espécies, a qual é bem maior no norte (tropical) e menor no sul (1900 espécies de angiospermas no norte, 540 no centro e 266 no sul). Ele restringe o adjetivo temperada às matas "subantárticas" do sul da Austrália e do Chile, bem como às matas da Tasmânia e da Ilha Sul da Nova Zelândia, dominadas por árvores perenifólias de gêneros como *Nothofagus*, que ocorrem em latitudes maiores que 35°S. Troll (1960) já discutia as semelhanças entre tais matas e as MNs tropicais. Também de grande interesse é o trabalho de Mackey (1993) sobre matas pluviais da Austrália tropical (algumas das quais incluem araucariáceas emergentes) e especialmente o de Lynch & Neldner (2000) sobre a mata pluvial australiana, localizada entre 10°S, na zona tropical, e 44°S, na zona temperada fria da Tasmânia (ver também Bowman 2001b, Neldner & Lynch 2001). Tal interesse se deve às muitas semelhanças entre elas e a mata atlântica brasileira, especialmente alti e latitudinais, e pelas relações entre as matas pluviais e as matas "mistas", reconhecidas e discutidas também lá, bem como por Axelrod *et alii* (1991), os quais inclusive mostram um longo histórico de relações e misturas entre elementos das Paleofloras Antártica e Neotropical na América do Sul e também em outras regiões durante boa parte do Terciário.

Richards (1996) considera **subtropicais** algumas matas da África do Sul (25-35°S), do sudeste asiático, a mata atlântica brasileira e as matas da Ilha Norte da Nova Zelândia (35-40°S), estas brevemente

descritas por Dawson (1980) e apresentando variadas misturas de coníferas, latifoliadas e *Nothofagus* (Leathwick & Whitehead 2001); Dawson destaca a ocorrência de cerca de 30 espécies vasculares epifíticas (ver ainda Hofstede *et alii* 2001, que encontrou 61 espécies vasculares epifíticas sobre apenas 3 árvores) e outras tantas trepadeiras, geralmente lenhosas, ambos os grupos conferindo uma aparência "tropical" a tais matas, cujas espécies Dawson acredita serem sobreviventes das primitivas matas pluviais do Terciário, o que é confirmado por Tallis (1991:166).

No entanto, ao tratar do que denomina mata pluvial subtropical na América do Sul, Richards (1996:449) considera um Parque argentino em Misiones (25°35'S) como o limite meridional de tal formação, o que é um engano, pois na sua concepção a mata atlântica brasileira extratropical é enquadrada como subtropical, e ela evidentemente se estende até 29°S pelo menos, como já mostraram Lindman (1906), Rambo (1949a:16: "a mata tropical da costa avança em grandes contingentes até a fronteira do Rio Grande [do Sul]"; "as espécies tropicais se contam às centenas"), Veloso (1962), Baptista (1976), Alonso (1977), Klein (1990b), Newman (1990:24), etc. Erro semelhante é cometido por Grau & Brown (1995), ao tratarem as matas do NW da Argentina ("Yungas", incluindo as "matas de mirtáceas") como sendo o limite meridional das matas neotropicais montanas, em 28°S, quando tal limite é igualmente no N do RS, além de 29°S. Isto significa que o limite meridional das matas tropicais estende-se um pouco mais que o limite setentrional, registrado em 27°31'N, a 530 m de altitude ("lowland sensu Whitmore"), mas que talvez se estenda até 28°28'N (cf. Proctor *et alii* 1998).

Também Webster (1995) errou ao considerar as "Yungas" como o limite austral das matas nebulares neotropicais (a cerca de 25°S); na verdade, tal limite é no N do RS, embora ainda não possamos definir exatamente onde, em função das dificuldades de acesso na região. As MNs ocorrem em partes da borda do cânion Fortaleza, o ponto mais meridional onde encontramos o que consideramos "típicas" MNs, mas talvez se estendam ainda um pouco mais para o sul. Nas Serras do Pinto (Terra de Areia, RS) e do Umbu (Barra do Ouro, RS), comentadas na seção 4.9, não encontramos MNs, o que nos faz pensar que o limite meridional destas ocorra um pouco mais para o norte. Porém, Bertoletti & Teixeira (1995:27) afirmam que a MN ocorre em área entre estas duas serras, numa região não visitada por nós e que poderia ser o limite austral desta formação; suas descrições da vegetação e da flora são semelhantes à conceituação aqui adotada. No entanto, a citação de *Leucothoe nummularia* como uma das 6 espécies arbóreas identificadas por eles é estranha, já que tal espécie é arbustiva com só 1-2 m de altura (também cf. Rambo 1949b:133). Como tais autores não são botânicos e como não encontramos exsicata desta espécie coletada por eles, desconfiamos da veracidade de tal citação.

A ocorrência de vários táxons tipicamente tropicais, como Begoniaceae, *Peperomia*, *Leandra*, *Campyloneurum*, *Marattia*, *Vittaria*, *Weinmannia* (pantropical, cf. Cronquist 1981), etc., contribui para a atribuição de um caráter tropical para as MNs dos Aparados. Também *Plagiogyria* contribui para tal caráter, apresentando seu limite meridional nos Aparados e tendo distribuição limitada às latitudes entre 28°N e 29°S, ocorrendo nos Andes tropicais e nas maiores altitudes do S e SE brasileiro. Por outro lado, *Lophosoria*, "primariamente um gênero de floresta nebular nos trópicos" (Tryon & Tryon 1982:157), tem distribuição apenas tropical no hemisfério N, mas no hemisfério S ocorre nos Andes tropicais, no SE e S do Brasil e também em regiões temperadas do sul da América do Sul, onde estende-se além de 50°S, de forma semelhante a algumas espécies de *Hymenophyllum* e *Hypolepis* e a *Histiopteris incisa* (Tryon & Tryon 1982). Já *Athyrium filix-femina* possui distribuição apenas tropical no hemisfério S, ocorrendo no S e SE do Brasil e nos Andes tropicais, além da América Central, mas estende-se ainda até porções temperadas da América do Norte, inclusive o Canadá (Tryon & Tryon 1982). Vários outros táxons, como *Myrceugenia*, *Azara*, *Escallonia*, *Crinodendron*, *Drimys*, *Weinmannia*, *Berberis* (Landrum 1999), *Griselinia* e *Fuchsia* seção *Quelusia* (Berry 1989), apresentam distribuição disjunta no sudoeste da América do Sul (em matas temperadas) e sul/sudeste do Brasil, enquanto *Chusquea*, *Valeriana*, *Viola*, *Drimys*, etc., possuem distribuição também em regiões temperadas, contribuindo para colocar em dúvida o suposto caráter tropical das MNs. Axelrod *et alii* (1991) lembram que os Andes funcionaram como um importante corredor para a migração no sentido norte de gêneros sulinos como *Weinmannia*, bem como para a migração no sentido sul de gêneros temperados como *Escallonia*.

Muitas espécies das MNs dos Aparados não são facilmente definíveis como tropicais ou temperadas, o que é inclusive coerente com as latitudes subtropicais em que se localizam estas MNs. Matas altimontanas da Costa Rica (9-10°N) possuem tanto espécies tropicais quanto temperadas (ver Kappelle & Leal 1996 e outros trabalhos do primeiro), o mesmo ocorrendo em florestas montanas

africanas (Schnell 1950:56) e certas matas nebulares mexicanas (19-23°N), que possuem bastante espécies tropicais, mas com espécies temperadas dominando o dossel (Arriaga 1988, 2000b; Williams-Linera & Tolome 1996), o que também poderia ocorrer em parte das MNs dos Aparados. Na mata estudada por Williams-Linera & Tolome (1996), os dois grupos de espécies possuem diferente época de maior queda de folhas e comportam-se diferentemente quanto à correlação desta com as temperaturas (ver seção 4.10), o que pode ser um critério adicional para tentarmos definir o caráter das MNs, se tais comportamentos distintos se repetirem nos Aparados, devendo isto ser objeto de futura análise. O caráter temperado/tropical também é discutido para o páramo por Luteyn (1999:28-30), que conclui que sua flora, no nível de gênero, é predominantemente de origem temperada, como todas as outras floras tropicais de grande altitude; no entanto, estudos parciais em algumas regiões do páramo indicaram uma distribuição meio a meio entre estas duas origens ou até o predomínio de elementos tropicais (quando considerado o nível de espécie), mostrando uma situação bastante complexa e dependente dos critérios adotados nas análises, o que provavelmente também se repete nos Aparados. Para o Chile, Amigo & Ramírez (1998) reconhecem 4 grandes regiões bioclimáticas (Tropical, Mediterrânea, Temperada e Boreal), o que pode ser de alguma utilidade para futuras tentativas de diferenciar vegetações tropicais e temperadas no Brasil, onde não parecem ocorrer regiões Mediterrâneas e Boreais.

A relativa pobreza florística do componente arbóreo das MNs dos Aparados contrapõe-se à exuberância do componente epifítico, especialmente criptogâmico, que cobre praticamente todas as superfícies dos troncos e ramos das árvores e imprime um caráter fisionômico fortemente tropical a uma flora arbórea praticamente temperada quanto à sua riqueza específica e dominância. Por outro lado, também existem algumas matas temperadas com abundante componente de briófitas epifíticas (Schofiel 1985:314) e mesmo com grande massa e riqueza de espécies epifíticas vasculares (Hofstede *et alii* 2001). A definição do caráter temperado ou tropical para as MNs dependerá da conceituação empregada para cada um deles e dos critérios adotados para tais conceitos, que são discutidos brevemente por de la Sota (1971); até o momento, a atribuição de um caráter à MN parece ter sido mais conseqüência de alguma crença particular ou subjetiva do que realmente da análise de critérios bem estabelecidos. Ainda não temos uma posição totalmente definida quanto a este aspecto, que, no nosso entender, deverá considerar características florísticas e estruturais ainda pouco conhecidas e que impossibilitam no momento as comparações necessárias com outros tipos vegetacionais. A preponderância da dispersão de sementes por animais nas matas tropicais (Clark *et alii* 1999b), aparentemente também ocorrente entre as árvores das MNs dos Aparados, poderia ser vista como um fator adicional para tratá-las como tropicais, mas ainda não estamos seguros disto. Já a insignificância da caulifloria nas MNs contribuiria para considerá-las como mais próximas de um caráter temperado. Podemos concluir, no entanto, que os diferentes autores que trataram do caráter das MNs ou da região planaltina até o presente foram incapazes de apresentar uma argumentação ampla e convincente, o que deixa tal problema ainda à espera de uma definição.

A grande semelhança entre as MNs dos Aparados e as matas do Itatiaia (e mesmo de outras regiões altimontanas do sudeste do Brasil), já salientada por Ule e Rambo, nos faz considerar estas MNs sul-brasileiras como uma extensão do tipo vegetacional que ocorre ao longo da cadeia montanhosa litorânea brasileira e que tem seu limite meridional no NE do RS. Como não parece haver dúvida quanto ao caráter tropical desta formação em sua área mais setentrional no SE brasileiro, já afirmado por Hueck (1972), Stadtmüller (1987:26), Weaver (1995:111) e Carvalho *et alii* (2000), manter a atribuição de tal caráter tropical no limite austral da formação parece óbvio e necessário. Isto é apoiado também pela ocorrência aqui de vários gêneros dominantes ou importantes em matas centro-americanas e andino-tropicais: *Weinmannia*, *Ilex*, *Symplocos*, *Oreopanax*, *Persea*, *Roupala*, *Gordonia*, *Rubus*, *Citronella*, *Clethra*, *Sapium*, etc., além de muitos outros com distribuição bem mais ampla, mas fortemente tropical. Algumas espécies, inclusive, são as mesmas, como *Rhamnus sphaerosperma* e *Lophosoria quadripinnata*, comparando com as matas costarriquenhas (10°N) estudadas por Kappelle *et alii* (1991) e Haber (1991). Há ainda *Pteridium aquilinum*, *Juncus effusus*, *Apium leptophyllum*, *Chaptalia nutans*, *Elephantopus mollis*, *Erechtites hieraciifolia*, *E. valerianifolia*, *Jaegeria hirta*, *Hypoxis decumbens*, *Plantago australis*, *Pityrogramma calomelanos*, *Thelypteris torresiana* e *Lycopodium clavatum* (Haber 1991), como espécies invasoras em comum (embora algumas destas, como as duas primeiras, sejam quase cosmopolitas), as 3 últimas registradas nos Aparados apenas na transição VR/MN (ainda não na MN), além de *Asplenium serra*, *Grammitis pilosissima*, *Hymenophyllum fucoides* e *H. polyanthos*, pteridófitas do interior da MN dos Aparados, também citadas por Haber (1991). Uma análise florística e fitogeográfica detalhada ainda

deverá ser feita, e encontrará muitas outras semelhanças com as matas acima mencionadas, o que corroboraria o caráter tropical das MNs dos Aparados.

4.13. Endemismo

As dezenas de espécies exclusivas dos Aparados e que habitam as MNs representam uma riqueza endêmica muito significativa, mas o nível de endemismo restrito destas MNs não é dos mais altos e está em torno de 10% da flora, já que a grande maioria das espécies das MNs possui uma distribuição geográfica mais ampla, especialmente ao longo do sul e sudeste brasileiros, ou mesmo bem mais ampla, ocorrendo em boa parte das regiões sul-americanas e também centro-americanas, geralmente em áreas montanas ou altimontanas (altitudes acima de 1000 m), como as serras brasileiras relativamente paralelas ao oceano Atlântico e a região andina grosseiramente paralela ao Pacífico. Entre estas últimas espécies, destacam-se várias pteridófitas, grupo que parece apresentar distribuições geográficas mais amplas que as das angiospermas, o que já foi verificado por Sehnem (1977) e Kelly *et alii* (1994); também as briófitas apresentam distribuições muito mais amplas que as das angiospermas (Schofield 1985, Frahm & Gradstein 1991), devendo ter bem menos endemismos restritos, o que já tem sido um pouco explorado em vários trabalhos de Sehnem sobre musgos.

Entre os táxons com distribuição aparentemente restrita à região dos Aparados ou às suas proximidades, e que encontramos na MN ou nas transições VR/MN (Tabela 4.7), destacamos os gêneros *Calyptrimalva* (Foto 27) e *Verbenoxylum* (este ocorre até Osório, RS, um pouco mais a oeste da região aqui delimitada como Aparados, mas aparentemente apenas ao longo da encosta da Serra Geral; só Tr), e as 50 espécies (43 e uma variedade, mas tratada como espécie, pois estamos convencidos de que deve ter status específico, o que totaliza **44 das MNs**, mais 6 encontradas nas transições VR/MN, e que provavelmente ainda serão encontradas nas MNs), cujas distribuições conhecidas concentram-se na região. Algumas outras espécies, cujas distribuições ainda não são bem conhecidas, poderão se mostrar endêmicas dos Aparados no futuro, embora algumas das aqui citadas poderão eventualmente ser encontradas também fora desta região; em relação a *Gunnera manicata*, por exemplo, há duas coletas dela feitas na BR 470 (em território catarinense, mas um pouco ao norte dos Aparados) e depositadas no Herbário NY, mas não tivemos oportunidade de confirmar tal ocorrência ou de examinar tais exsicatas.

As 44 espécies pertencem esmagadoramente às dicotiledôneas (38, ou 86% delas), sendo apenas 6 monocotiledôneas (ou 14% do total), inexistindo qualquer pteridófita entre elas, distribuição um pouco similar à encontrada entre os endemismos da VR, até porque a maioria das espécies é a mesma. Mas é uma distribuição diferente da distribuição geral da flora das MNs dos Aparados (71, 14 e 15%, respectivamente), evidenciando muito maior ocorrência de dicotiledôneas entre os endemismos restritos, enquanto as monocotiledôneas apresentaram o mesmo percentual e as pteridófitas nem tiveram representação entre os endemismos.

Entre as famílias com 4 ou mais espécies nas MNs dos Aparados, Buddlejaceae (50%), Rubiaceae (43%), Urticaceae (40%), Bromeliaceae (38%), Fabaceae (38%), Asclepiadaceae (33%), Lamiaceae (33%), Apiaceae (25%) e Begoniaceae (25%) apresentaram os maiores percentuais de suas espécies sendo consideradas endemismos restritos. As famílias com maior riqueza de endemismos restritos foram Asteraceae (5, ou 11% deles, mas que representam apenas 6% das espécies da família nas MNs), Bromeliaceae (3) e Fabaceae (3), que concentram 1/4 deles. Na análise destes 2 tipos de critério, destacam-se, novamente, famílias de dicotiledôneas, reforçando a importância desta classe entre os endemismos restritos dos Aparados.

Os gêneros *Eryngium*, *Oxypetalum*, *Senecio*, *Buddleja*, *Mimosa* (que, no cerrado, concentra endemismos restritos em áreas de maior altitude, cf. Simon & Proença 2000), *Pilea* e *Valeriana* apresentaram alto percentual de suas espécies encontradas na MN como endêmico dos Aparados, todos eles também destacados neste aspecto na VR (capítulo 3, seção 3.10).

Metade das 44 espécies ocorreu em apenas uma área, 10 ocorreram em duas áreas, 3 ocorreram em 3 áreas e 9 ocorreram em todas as áreas: *Eryngium smithii*, *Vernonia catharinensis*, *Buddleja kleinii*, *Mimosa taimbensis*, *Gunnera manicata*, *Glechon discolor*, *Tibouchina ramboi*, *Peperomia pseudobcordata* e *Valeriana catharinensis*; tais números evidenciam distribuições quase tão localizadas quanto as dos endemismos da VR. A Serra do Corvo Branco teve 22 endemismos, o Morro da Igreja apresentou 28 endemismos, a Serra do Rio da Rastro teve 23 e a da Rocinha, 12. Em termos percentuais, isto representa 8% da riqueza florística da MN na Serra do Corvo Branco, 10% no Morro da Igreja, 9% na

Tabela 4.7 – Endemismos restritos aos Aparados da Serra e imediações, encontrados na matinha nebular (MN) ou em transição (Tr) entre MN e vegetação rupícola. MN e **Tr** = ocorrência na MN e em Tr de cada área amostrada (de norte para sul): **C** = Serra do **C**orvo Branco, **I** = Morro da **I**greja, **R** = Serra do **R**io do **R**astro, **S** = **S**erra da Rocinha. Abundância da espécie na MN de cada área: **a** = **a**bundante, **c** = **c**omum, **o** = **o**casional, **r** = **r**ara, **s** = ra**r**íssima ou muito rara. **N** = número de exsicatas obtidas.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	MN	C	I	R	S	Tr	N
Apiaceae	Eryngium raulinoi Mathias & Constance	I		s			CI	6
	Eryngium smithii Mathias & Constance	CIRS	o	a	c	?	CIRS	8
Asclepiadaceae	Oxypetalum kleinii Fontella & Marquete	R			?			6
	Oxypetalum sp. nova?	C	?					7
Asteraceae	Erigeron catarinense Cabrera	CIR	r	r	r		C R	4
	Eupatorium catharinense Cabrera	I		r			R	1
	Senecio ramboanus Cabrera	CI	r	r			CI	6
	Senecio subnemoralis Dusén	C R	r		s		C RS	5
	Senecio sp. nova (folha triangular e coriácea)						IR	4
	Verbesina sp. nova? (1 capítulo grande)						RS	5
	Vernonia catharinensis Cabrera	CIRS	?	o	o	?	S	5
Begoniaceae	Begonia cf. solitudinis Brade	CI	s	s			C	1
	Begonia squamipes Irmscher	C R	o		o		C R	4
Berberidaceae	Berberis kleinii J.R. Mattos	IR		a	s		I	4
Bromeliaceae	Aechmea kleinii Reitz	C	r					1
	Tillandsia sp. nova? [T. aff. araujei Mez - RJ]	I		s			I	3
	Vriesea rastrensis Leme	R			r		C	1
Buddlejaceae	Buddleja cestriflora Chamisso	C RS	r		r	r	RS	6
	Buddleja kleinii E.M. Norman & L.B. Smith	CIRS	c	o	r	s	CIR	5
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense Reitz & L.B. Smith	I		c			I	6
Eriocaulaceae	Eriocaulon gomphrenoides Kunth	I		s				2
Fabaceae - Fab.	Adesmia reitziana Burkart						I	5
Fabaceae - Mim.	Mimosa balduinoi Burkart (Fortaleza, Cambará do Sul, RS)							2
	Mimosa ramentacea Burkart						C	2
	Mimosa taimbensis Burkart	CIRS	a	a	a	r	CIRS	9
	Mimosa sp. nova? [M. aff. macrocalyx M. Micheli]	I		s			I	2
Grossulariaceae	Escallonia petrophila Rambo & Sleumer - S?	CIR	r	o	o		CIR	11
Gunneraceae	Gunnera manicata Linden	CIRS	o	c	o	o	CIRS	2
Lamiaceae	Glechon discolor Epling	CIRS	?	a	a	?	CIRS	9
	Salvia congestiflora Epling	S				r	C RS	6
Malvaceae	Calyptrimalva catharinensis Krapovickas	I		o			CIR	5
	Monteiroa aff. catharinensis Krapovickas	I		s				1
Melastomataceae	Leandra luctatoris Wurdack	IR		c	r			10
	Tibouchina ramboi Brade	CIRS	o	o	o	o	CIRS	8
Myrtaceae	Myrceugenia sp. nova [M. aff. smithii Landrum]	I		r			IR	7
Piperaceae	Peperomia pseudobcordata Yuncker	CIRS	r	o	c	?		9
Poaceae	Aulonemia ulei (Hackel) McClure & L.B. Smith	RS			s	s	I	6
	Poa reitzii Swallen	R			s			2
Proteaceae	Euplassa nebularis Rambo & Sleumer (Praia Grande, SC)							2
Rubiaceae	Galianthe reitzii E.L. Cabral & Bacigalupo						C	9
	Galianthe aff. verbenoides (Chamisso & Schlecht.) Grisebach	C	s				C	2
	Hindsia sp. nova (H. aff. glabra Schumann)	C	r				C	4
Sapotaceae	Chrysophyllum marginatum (Hooker & Arnott) Radlkofer var.							
	salicifolium Reitz [deve ser elevada ao nível de espécie]	C R	s		s			2
Solanaceae	Petunia sendtneriana R.E. Fries	R			s			2
	Solanum canoasense L.B. Smith & R.J. Downs	CI	o	c				11
	Solanum aff. wacketii Witasek [S. aparadense Mentz & M. Nee]	CI	r	r			I	6
Urticaceae	Pilea flammula Brack	I		s				2
	Pilea ulei Killip	IR		r	r			4
Valerianaceae	Valeriana catharinensis Graebner	CIRS	r	r	r	r	IR	10
	Valeriana ulei Graebner	I		r			I	11
Verbenaceae	Verbenoxylum reitzii (Moldenke) Troncoso						C S	3

Serra do Rio do Rastro e 6% na Rocinha sendo composta por endemismos restritos, distribuição razoavelmente semelhante à encontrada na VR (13, 12, 9 e 6%, respectivamente), exceto pelo menor percentual encontrado na MN da Serra do Corvo Branco em relação ao percentual de sua VR, mas confirmando a maior participação dos endemismos nas áreas mais ao norte e mais elevadas dos Aparados, e indicando um nível de endemismo restrito nas MNs da região em torno de 9,5%.

Rambo (1956, 1958b:214) estimou em 20% o nível de endemismo da flora fanerogâmica dos Aparados rio-grandenses, concluindo que esta seria a região sul-brasileira com a maior percentagem de espécies endêmicas, e a maioria destas sendo de origem campestre. A conclusão de Rambo parece realmente correta, mas nossos dados das MNs e das VRs indicam que o valor calculado por ele foi superestimado, já que a vegetação dos pinhais e turfeiras não parece ter mais endemismos que as que estudamos, restando apenas os campos como uma possibilidade de aumentar o nível de endemismo da região acima de 10%, mas não cremos que possa se aproximar dos 20% estimados por Rambo, ainda que este tenha excluído as pteridófitas. A inclusão delas reduz o percentual de espécies endêmicas da região, em virtude da quase inexistência de endemismos restritos nesse grupo, ao menos no sul do Brasil.

Considerando as classes de abundância dos 44 endemismos, as ocorrências (77 avaliadas) mais freqüentes deles em cada área foram como rara (27), enquanto ocasional (18) e muito rara (18) atingiram maior freqüência que o conjunto de comum (6) e abundante (7), esta última determinada especialmente por *Mimosa taimbensis* nas 3 áreas mais ao norte. Esta espécie foi a única endêmica restrita considerada abundante na maior parte dos Aparados, enquanto *Glechon discolor* foi abundante nas duas áreas em que foi avaliada; as demais espécies foram consideradas comuns (duas espécies), ocasionais (7), raras (12) ou muito raras (12) na região como um todo (Tabela 4.7); dito de outra forma, 24 foram consideradas raras ou muito raras (69% das espécies endêmicas com abundância estimada), enquanto 7 foram ocasionais (20%) e apenas 4 foram comuns ou abundantes (11%).

Esta distribuição está de acordo com uma idéia desenvolvida por Darwin e revisada por J.H. Brown (1995:61-71) e Gaston *et alii* (2000): as espécies mais abundantes tendem a possuir maior área de distribuição, enquanto as mais raras tendem a ter menor área, ou seja, há uma correlação positiva entre a abundância local e medidas da distribuição espacial numa escala ampla. Nesta amostra restrita às espécies das MNs com as menores distribuições geográficas, a maioria delas foi rara, enquanto uma pequena minoria foi abundante, o que pode ser considerado como uma corroboração ao padrão mencionado. Já os endemismos da MN considerados comuns ou abundantes regionalmente (11% deles) tiveram uma participação inferior se analisarmos o conjunto das espécies das MNs (Tabela 4.4), 18-34% das quais foram consideradas comuns ou abundantes em cada área, o que enfatiza que os endemismos não são uma amostra representativa de uma flora.

A distribuição da abundância dos endemismos restritos nas 4 áreas de MNs (Tabela 4.8) foi razoavelmente variável entre as áreas, mas a classe das raras foi a mais freqüente em todas, e as duas classes de maior abundância foram uniformemente as menos freqüentes. De certo modo, esta distribuição aproxima-se da distribuição geral da abundância de todas as espécies destas MNs (Tabela 4.4), embora nesta última as percentagens das classes comum e abundante de modo geral são maiores. Comparando com o que ocorreu na VR, as MNs mostraram diferenças bem menores entre as duas distribuições, embora as causas disto ainda tenham que ser buscadas.

Tabela 4.8 – Distribuição da abundância dos endemismos restritos nas 4 áreas de MNs. Os valores fora dos parênteses representam a percentagem do total de espécies endêmicas **avaliadas** em cada área, entre parênteses estão os valores absolutos; r = riqueza de endemismos restritos.

Classes de abundância	Serra do Corvo Branco (r = 22)	Morro da Igreja (r = 28)	Serra do Rio do Rastro (r = 23)	Serra da Rocinha (r = 12)
Muito raras	16 (3)	25 (7)	27 (6)	25 (2)
Raras	48 (9)	25 (7)	32 (7)	50 (4)
Ocasionais	26 (5)	22 (6)	23 (5)	25 (2)
Comuns	5 (1)	14 (4)	9 (2)	0 (0)
Abundantes	5 (1)	14 (4)	9 (2)	0 (0)

Os endemismos restritos representam todos os tipos de hábito da MN, embora pareça haver um predomínio de arbustos e uma pequena quantidade de árvores (4, mas apenas *Verbenoxylum reitzii* e

Crinodendron brasiliense atingem um porte maior, enquanto *Escallonia petrophila* e *Euplassa nebularis* têm porte menor), epífitos (4, mas nenhuma exclusivamente com este hábito, pois *Peperomia pseudobcordata* e *Aechmea kleinii* também ocorrem como terrícolas, e a última ainda como rupícola, hábito também encontrado em *Vriesea rastrensis* e *Tillandsia* sp. nova?) e trepadeiras (apenas as duas espécies de *Oxypetalum*, além de *Blumenbachia catharinensis* [ver abaixo]). Esta pequena quantidade de endemismos entre árvores, epífitos e trepadeiras, porém, está relativamente de acordo com a distribuição geral destes hábitos entre as espécies da MN dos Aparados, onde eles são igualmente minoritários.

Também Kessler (2000b) encontrou baixa proporção de endemismos epifíticos num gradiente boliviano entre 500 e 2450 m de altitude, o que, juntamente com nossos dados, contraria a conclusão de Andersen *et alii* (1997) de que táxons epifíticos parecem incluir mais endemismos restritos que táxons não-epifíticos. Hernández L. (1995) registrou baixo percentual de árvores (16%) entre as espécies endêmicas de uma região mexicana, mas os arbustos foram pouco significativos ali (19%), havendo nítido predomínio das herbáceas (65%), o que não ocorreu entre os endemismos das MNs dos Aparados; aqui, no entanto, a variação do porte de várias espécies lenhosas acima citadas é grande, e dificulta (ou até impede) a atribuição de um único tipo de hábito para elas, prejudicando comparações baseadas nestes hábitos. Por sua vez, as pteridófitas não têm qualquer espécie incluída em nossa lista, o que está de acordo com suas distribuições geográficas geralmente mais amplas, sendo seu baixo nível de endemismo registrado também por Kessler (2000b).

Além das espécies citadas anteriormente nesta seção, coletadas por nós, outras também podem ser consideradas endêmicas dos Aparados e talvez venham a ser encontradas nas MNs, como *Croton catharinensis* L.B. Smith & R.J. Downs e *Valeriana eupatoria* Sobral (possivelmente ocorrem em beira de MN, embora a primeira seja citada somente para campo e a segunda para pinhal), e *Blumenbachia catharinensis* Urban & Gilg (Loasaceae), embora ainda não tenham sido encontradas por nós (a última já tratada no cap. 2), além de *Ranunculus catharinensis* Lourteig (cuja diferenciação, por ter mais pétalas, de *R. bonariensis* Poiret nos parece discutível). Algumas outras espécies endêmicas (ou praticamente) do RS e/ou de SC possuem uma distribuição não somente restrita aos Aparados, mas estendendo-se um pouco além, como *Argythamnia phalacradenia* (só SC), *Croton patrum* (só SC), *Buddleja reitzii* (do RS ao PR), *Miconia ramboi* (idem), *Inga lentiscifolia*, *Leandra planifilamentosa* (=*L. kleinii*; RS e SC), *Coccocypselum reitzii* (idem), *Piptocarpha ramboi* (idem), *Solanum aparadense* (idem), *Baccharis pseudovillosa* (idem), *B. paranaensis* (SC e PR), *Senecio stigophlebius* (só SC), *S. subarnicoides* Cabrera (RS ao PR), entre outras, todas encontradas por nós nas MNs, exceto a última, que Klein (1975b) citou inclusive para "orla das matinhas" e "interior de clareiras", mas a encontramos apenas em vegetação campestre até o momento (quase sempre "campo turfoso", DBF 8687).

4.14. Aspectos da sucessão secundária

Em todo o mundo, há pouquíssimos estudos sobre a sucessão em matas nebulares e/ou altimontanas: Byer & Weaver (1977), Weaver (1990, 1995), Corlett (1987), Janzen (1973), Arriaga (1988), Lawton & Putz (1988), González-Espinosa *et alii* (1991), Siqueira (1992), Kappelle (1993; & Leal 1996; *et alii* 1995b, 1996), Van Velzen *et alii* (1993), Aplet & Vitousek (1994), Kok *et alii* (1995), Cavelier *et alii* (1996), Walker *et alii* (1996a,b), Murcia (1997), Tekle *et alii* (1997), Arens & Sánchez Baracaldo (1998), Olander *et alii* (1998), Holl (1999, 2002), Oosterhoorn & Kappelle (2000) e Foster (2001) abordam aspectos deste processo, quase todos tratando da sucessão secundária. Os estudos de Kappelle comparam estágios sucessionais em matas nebulares e os 3 trabalhos de Weaver decorrem do acompanhamento da regeneração de uma MN parcialmente destruída pela queda de um avião em Porto Rico.

A ampla revisão de Brown & Lugo (1990), sobre a importância, as características estruturais e funcionais e as alternativas de manejo das matas secundárias tropicais, não incluiu qualquer estudo sobre as matas nebulares, o que reduz sua utilidade para estas, diante de uma série de aspectos do processo sucessional nestas que as diferencia das matas de menor altitude tratadas por Brown & Lugo, além das grandes diferenças entre as características estruturais destes dois tipos de mata (Schönenberger & Brang 2001). O mesmo se dá com a importante síntese de Guariguata & Ostertag (2001), restrita às matas de terras baixas. Embora em regiões temperadas haja uma quantidade maior de estudos sobre a sucessão em áreas altimontanas (por exemplo, ver Langenheim 1956, Miles *et alii* 2001, Milne & Hartley 2001), a possibilidade de extrapolá-los para regiões tropicais é reduzida.

No Brasil, Meguro *et alii* (1996a) descrevem a sucessão natural em ambientes rupestres de áreas acima de 1000 m de altitude na Cadeia do Espinhaço em MG, mostrando a instalação de espécies florestais neles, a qual leva ao surgimento de "matas ripárias de pequeno porte" e "capões de altitude" (Meguro *et alii* 1996b). Na Serra do Mar em SP, Mantovani *et alii* (1990:357-8) citam as principais espécies dos estágios sucessionais e mostram algumas características da vegetação secundária entre 800 e 1200 m de altitude, enquanto Tabarelli *et alii* (1994) comparam duas áreas de mata montana secundária entre 900 e 1100 m de altitude. Klein *et alii* (1979:198) caracterizam resumidamente a vegetação secundária do primeiro planalto paranaense, enquanto Imaguire (1979/1980, 1985) apresenta considerações sobre sucessões na região de Curitiba (ca. 900 m de altitude). Para o Planalto Sul-Brasileiro, Labouriau & Mattos Filho (1948) apresentam rápidas observações sobre a sucessão em antigas áreas de pinhais, enquanto Mattos (1957, 1994) apresenta considerações e cita várias espécies participantes de processos sucessionais em "capoeiras" e "vassourais" de áreas próximas dos Aparados, mas praticamente restringe-se aos pinhais e aos campos, o mesmo fazendo Klein (1960), que também não trata explicitamente das MNs, embora algumas de suas "associações pioneiras" descritas brevemente pareçam corresponder às (ou mostrar semelhanças com) MNs.

Em relação aos processos sucessionais, além da sucessão secundária, pelo menos 2 outros aspectos deveriam ser aqui igualmente detalhados, mas ainda não temos informações suficientes para isto: um seria a sucessão primária (ver Aplet & Vitousek 1994), abordando especialmente as transições VR/MN (cap. 2), e outro seria o regime de perturbação natural, onde estão inseridas as clareiras provocadas pela morte e/ou queda de indivíduo(s) arbóreo(s), a qual gera uma mini-seqüência sucessional que culmina com a substituição do(s) morto(s) por uma ou mais árvores novas (Denslow 1980, Hartshorn 1980, Brokaw 1985, Richards 1996, Whitmore 1998, Hubbell *et alii* 1999, Laska 2001). Nas matas primárias, o regime de perturbação natural é determinado pela interação de processos abióticos (determinados por clima, topografia, geologia, características do solo) e bióticos (influenciados pelos grupos funcionais), e alguns grupos funcionais (por exemplo, árvores emergentes, trepadeiras e epífitos) podem afetar diretamente os padrões de perturbação natural, bem como modificar os efeitos das influências abióticas (Denslow 1980, 1996) e ser diferentemente influenciados pelo regime de clareiras (Brokaw 1985, Arriaga 2000a), sendo esperado que tais aspectos também influam em áreas sob sucessão secundária. Ainda não podemos avaliar seus efeitos na dinâmica das MNs dos Aparados, que devem ser objeto de estudos específicos no futuro. Alguns trabalhos já os têm estudado em matas atlânticas no sudeste brasileiro, denominadas montanas (Tabarelli & Mantovani 1997, 1998, 1999a, 2000) e mesmo altimontanas ou nebulares (Carvalho *et alii* 2000), mas com altitudes geralmente inferiores às das MNs dos Aparados e com estaturas bem maiores (dosséis em torno de 20 m ou mais). Também é necessária uma comparação entre os padrões e processos ocorrentes no interior das clareiras da MN e os decorrentes da recuperação em bordas desta ou em áreas onde ela foi totalmente destruída, podendo, inclusive, levar a novas hipóteses e observações sobre a dinâmica de regeneração em cada tipo de área.

A destruição das MNs dos Aparados, de várias maneiras e com diversas finalidades (ver cap. 6), mas especialmente através de queimadas ou corte manual das árvores, produziu grandes superfícies onde a vegetação campestre se estabeleceu e tem sido mantida (pelo fogo e gado) nas últimas décadas, além de outras superfícies menores onde as MNs estão em recuperação (geralmente em áreas mais íngremes, pedregosas, com solos mais rasos ou próximo de cursos d'água) e em diferentes estágios de **sucessão secundária**. Esta foi aqui tomada no sentido de Horn (1974), Mueller-Dombois & Ellenberg (1974), Connell & Slatyer (1977:1127), Bormann & Likens (1979:103), Opler *et alii* (1980), Crawley (1986), Brown & Southwood (1987), Miles (1987), Burrows (1990), Glenn-Lewin & van der Maarel (1992:14), Rebele (1992), Read (1993), Aplet & Vitousek (1994), Tabarelli *et alii* (1994), Finegan (1996), Richards (1996), Barbour *et alii* (1999:270), Guariguata & Ostertag (2001) e inúmeros outros.

Não aceitamos a infeliz proposta de Peet (1992:108), cuja definição (preocupada em se distanciar das idéias de Clements) o leva a considerar, como parte da sucessão primária, mudanças vegetacionais decorrentes de queimadas em áreas com solos já formados há dezenas de milhares ou centenas de milhares de anos (p.118), que seriam tradicionalmente tratadas como uma seqüência de sucessões secundárias. Também Janzen (1973) refere-se à sucessão primária como a regeneração vegetacional após queimada de mata, em áreas com solo já formado, o que não é aceito pela maioria dos ecólogos e nem por nós, embora se reconheça que em alguns poucos casos a diferenciação entre sucessão primária e secundária é difícil ou impossível (Rebele 1992, Sheil 2001).

As diferentes perturbações responsáveis por destruírem MNs devem ser consideradas segundo as 3 dimensões tratadas por Glenn-Lewin & van der Maarel (1992): espaço (extensão e localização), tempo (freqüência, previsibilidade e época) e magnitude ou severidade (ver também Laska 2002 e Wohlgemuth *et alii* 2002, para abordagens mais amplas). Algumas características da sucessão secundária encontradas nas matas de terras baixas e de média altitude (Finegan 1996, Guariguata & Ostertag 2001) parecem ser diferentes das observadas nas florestas altimontanas próximo ao nível do limite superior da mata (Kappelle *et alii* 1995b), onde a velocidade de crescimento é extremamente baixa (Wadsworth & Bonnet 1951, Janzen 1973, Ewel 1980, Dalling 1994) e um processo regenerativo pode ser 5 vezes mais demorado (Wadsworth & Bonnet 1951, Kappelle *et alii* 1996). Também a sucessão primária que leva ao estabelecimento de matas pluviais tropicais montanas é mais rápida em médias (700 m) que em mais altas (1650 m) elevações (Raich *et alii* 1997, Myster 2001), o mesmo tendo sido observado em 5 altitudes entre 900 e 2400 m de altitude (Aplet & Vitousek 1994).

Talvez seja possível distinguir 2 tipos extremos de processos sucessionais, um que decorre da destruição **total** da vegetação primária da MN e outro que deriva da destruição apenas **parcial** dela, em trilhas ou clareiras ou margens (Fotos 43-4), deixando remanescentes da MN primária, distinção feita também por Kok *et alii* (1995) e Barthlott *et alii* (2001); estes 2 tipos diferem basicamente pelo entorno existente em cada área onde se inicia um processo sucessional. No **primeiro** caso, o aporte de novos indivíduos de espécies florestais terá que ocorrer a partir de sementes produzidas em áreas relativamente distantes e que terão que se instalar em ambiente campestre ou de "vassoural" ou de solos muito degradados e praticamente sem cobertura vegetal (neste caso, as informações de Guariguata & Ostertag 2001 e Kozlowski 2002 são um importante referencial comparativo); além disto, a substituição da floresta por vegetação campestre altera as propriedades biológicas, químicas e mineralógicas do solo (Kelly *et alii* 1998; ver também seção 6.2.8 do capítulo 6).

No **segundo** caso, com a existência de sementes próximas e núcleos de matas que podem se expandir, e em função de condições microclimáticas menos extremas e de aspectos pedológicos menos alterados, a regeneração florestal poderá ser bem mais rápida, contando especialmente com a rebrota de indivíduos lenhosos que não morreram (Bellingham & Sparrow 2000, Bond & Midgley 2001, Del Tredici 2001, Myster 2001), embora tenham perdido a maior parte da (ou toda a) massa aérea; nesta situação, a manutenção de um grande sistema radicular já instalado e provavelmente pouco impactado representa um notável ganho de tempo, especialmente significativo em áreas onde o crescimento das árvores é bastante lento, como é o caso de toda a região dos Aparados.

Nos primeiros anos após uma destruição completa da fitomassa aérea da MN, muitos indivíduos de várias espécies de Myrtaceae (especialmente *Myrceugenia regnelliana* e *M. alpigena*), mas também *Drimys angustifolia* e *Ilex microdonta*, demonstram capacidade de recuperação e rebrota, podendo reconstituírem a MN se a área for deixada sem novas perturbações por fogo ou gado ou sem novos cortes da vegetação lenhosa. A importância do rebrotamento dos indivíduos lenhosos na regeneração de matas em grande altitude já foi reconhecida por Janzen (1973), Ewel (1980) e Corlett (1987), com o segundo inclusive considerando que, na recuperação destas matas, tal fenômeno é muito mais predominante que na regeneração das matas úmidas de terras baixas.

No entanto, é raro que as MNs perturbadas ou destruídas possam se recuperar sem novos impactos nos Aparados, pois a tendência é sempre a repetição e intensificação das perturbações, levando à morte mesmo os indivíduos mais resistentes, depois de vários anos de queimadas, pastejo e pisoteio pelo gado. Junto com estes indivíduos rebrotando, aparecem também espécies arbustivas e mesmo algumas herbáceas/subarbustivas, como *Baccharis* spp., *Eupatorium* spp., *Croton* spp., *Solanum* spp., *Mimosa* spp., *Senecio oreophilus*, *Tibouchina* spp., *Berberis kleinii*, *Vernonia* spp., *Galium* spp., etc., que parecem se instalar nos espaços mais iluminados entre os rebrotantes.

Áreas de MN destruída totalmente e já sem indivíduos lenhosos rebrotando, geralmente resultantes de derrubada para retirada de madeira seguida por algumas queimadas dos campos adjacentes (as quais se espalham sem controle), experimentam, após pouquíssimos anos, uma intensa invasão por espécies campestres favorecidas pelas ações antrópicas, junto com uma série de arbustos que instalam-se ao lado dos (ou um pouco após os) graminóides e subarbustos, destacando-se Asteraceae e os gêneros *Baccharis*, *Eupatorium*, *Senecio* e *Vernonia*, além de espécies de *Croton* e *Mimosa* em algumas áreas, talvez mais pedregosas, bem como *Chusquea mimosa* em áreas íngremes, talvez úmidas e pedregosas, além de *Solanum*. Esta vegetação, que era inicialmente campestre-graminóide e depois torna-se

crescentemente lenhosa e com arbustos densos, corresponde fitofisionomicamente à capoeirinha de Klein (1980) na mata atlântica de encosta (com a qual possui grande similaridade genérica), forma-se em poucos anos e possibilita que espécies mais dependentes de sombra possam germinar e se instalar sob os arbustos adultos ou em senescência, sendo chamada popularmente de "vassoural".

Entre as principais espécies pioneiras dos gêneros mencionados, podemos destacar *Baccharis uncinella***, *B. retusa*, *B. trimera*, *B.* cf. *erioclada*, *B. leucopappa*, *Mimosa taimbensis***, *M. pilulifera*, *M. scabrella*, *Eupatorium serratum*, *E. bupleurifolium*, *E. picturatum*, *Croton erythroxyloides***, *C. migrans***, *Senecio oreophilus*, *Vernonia florida*, *Solanum paranense*, *S. ramulosum*, além de *Cortaderia selloana*, *Escallonia bifida*, *Cyphomandra mortoniana* (as duas últimas talvez mais importantes num estágio mais posterior). Algumas destas espécies, principalmente as seguidas pelos **, também podem formar densas faixas, às vezes junto com *Pteridium aquilinum*, nas margens dos fragmentos de MNs isolados no meio do campo antrópico ou ao longo de remanescentes mais amplos ou com continuidade por escarpas ou vales de pequenos cursos d'água, mostrando-se, portanto, importantes e abundantes em grande número de áreas e situações de regeneração das MNs, embora praticamente não ultrapassem o porte arbustivo.

Escallonia bifida e *Leucothoe niederleinii* são importantes num estágio provavelmente posterior, pois ocorrem em muitos locais íngremes e em partes mais antigas das bordas, junto com *Chusquea mimosa*; estas espécies também parecem ligadas a processos sucessionais "mais naturais", sem tanto efeito do fogo e do gado, ou mais antigos, enquanto *Mimosa taimbensis*, *M. pilulifera* e *Baccharis* spp. parecem mais associadas à regeneração após perturbações antrópicas mais intensas e repetidas, ou simplesmente mais recentes. Devido aos rizomas profundos, espécies de *Chusquea* em matas patagônicas conseguem "sobreviver melhor aos incêndios do que qualquer outra espécie, podendo assim formar vegetação muito densa em locais em que a mata foi destruída pelo fogo" (Hueck 1972:413), mas tal afirmação também se aplica à *C. mimosa* e às MNs dos Aparados. A importância de espécies de *Chusquea* nos processos da dinâmica florestal já foi discutida por Young (1991), Finckh & Paulsch (1995), Judziewicz *et alii* (1999:69-72), Stern *et alii* (1999) e Tabarelli & Mantovani (2000; agrupando espécies de *Chusquea*, *Merostachys* e *Guadua*).

O predomínio de espécies anemocóricas com propágulos de pequeno tamanho (Asteraceae) é evidente nos estágios sucessionais iniciais, as quais vão sendo gradualmente substituídas por espécies com frutos carnosos e de maior tamanho (Myrtaceae, *Ocotea*, *Ilex*, etc.), supostamente zoocóricas, em estágios mais avançados da regeneração das MNs, repetindo o que já foi descrito por Opler *et alii* (1980), Reis (1993:26), Tabarelli *et alii* (1994) e Tabarelli & Peres (2002) para matas tropicais de menor altitude, e por Barbour *et alii* (1999:289) para comunidades em geral. A grande importância de espécies de *Solanum* (zoocóricas) nos estágios iniciais de vários locais dos Aparados questiona um pouco a generalidade de tal padrão.

Ao contrário do que ocorre na mata atlântica de encosta, praticamente não há espécie da MN com rapidez de crescimento suficiente para formar um estágio arbóreo ou mesmo de arvoretas decorridos alguns anos após uma perturbação significativa. Somente a bracatinga (*Mimosa scabrella*) parece ter tal condição; é muito comum serem desta espécie as mais altas ou praticamente únicas arvoretas (de 4 a 8 m) emergindo do meio de uma densa vegetação arbustiva de 2-3 m de altura e, em virtude do rápido ciclo de vida da bracatinga, muitos destes exemplares já estarem senescentes (com copas decadentes ou já reduzidas, com muitos ramos podres), mortos ou decompondo-se em pé, e nenhuma outra espécie ainda ter emergido de dentro do dossel da vegetação arbustiva sucessional, decorridos já cerca de 10 ou 15 anos após a última perturbação significativa; Klein (1981b) já destacava esta espécie em processos sucessionais na vegetação planaltina. Porém, é curiosa a pequena duração da bracatinga, espécie com maior altura em diversos locais da MN e que não parece ultrapassar duas décadas de vida, contrastando muito com as demais espécies arbóreas da MN, que possuem longos ciclos de vida, característicos de muitas espécies das maiores altitudes. Isto e a rapidez de crescimento da bracatinga nos fazem pensar que ela pode não ser um elemento típico ou original da MN, talvez sendo uma espécie que só recentemente passou a fazer parte desta formação, tendo se originado mais provavelmente nos pinhais ou em regiões relativamente elevadas na mata de encosta.

Byer & Weaver (1977), Weaver (1990, 1995), Walker *et alii* (1996b) e Whitmore (1996:9) chamam atenção para a aparentemente limitada evolução de espécies secundárias adaptadas à colonização de clareiras nas MNs, talvez causada pela baixa freqüência de perturbações e pelas condições climáticas

desfavoráveis nestas matas. Weaver (1990, 1995) ainda menciona que metade das espécies encontradas durante o processo de regeneração florestal é mais comum em altitudes menores, o que reforça as considerações anteriores. Corlett (1987) considera notável a ausência de espécies secundárias especialistas, pois as "pioneiras" são as espécies já dominantes nestas matas. Janzen (1973) estranha a ausência de espécies invasoras de rápido crescimento, mesmo após 3 anos de uma queimada, deixando ainda muitas áreas com solo nu entre as plantas rebrotando. Outro aspecto é que Poorter *et alii* (2000) encontraram poucas diferenças nas características de folhas ensolaradas entre espécies pioneiras e climáxicas de matas nebulares venezuelanas, ao contrário do que geralmente ocorre em outros tipos de mata. Tabarelli & Mantovani (2000) sugerem que as espécies de bambu competem com e excluem outras pioneiras heliófilas em clareiras, o que teria resultado numa redução da riqueza de espécies pioneiras na mata atlântica. Kappelle *et alii* (1995b), por outro lado, consideram muito importante a contribuição de vegetações de maior altitude como fonte de migrantes para áreas mais baixas com matas montanas perturbadas. Nos Aparados, nossas observações sobre as MNs respaldam parcialmente as suposições dos 4 primeiros estudos citados neste parágrafo, quanto à possível baixa freqüência de perturbações, que também poderia ser influenciada pela menor estatura e maior espessura dos troncos (Lawton 1982) e maior densidade da madeira (Lawton 1984) das árvores em regiões muito ventosas. Também confirmamos a grande importância das taquarinhas na ocupação de locais com MN em regeneração, mas não encontramos grandes evidências da importância de espécies de outras áreas na sucessão na MN, embora futuras observações mais direcionadas possam mostrar uma situação diferente, especialmente se indicarem que a bracatinga provém de áreas não ocupadas pela MN.

No estudo de Kappelle *et alii* (1995b), a riqueza e diversidade de espécies vasculares terrícolas nas matas secundárias costarriquenhas em estágio inicial foram maiores que nas em estágio avançado, e em ambas foram maiores que nas matas primárias. Estes surpreendentes resultados diferem dos registrados na maioria dos estudos sobre sucessão secundária em matas tropicais, que mostram geralmente um gradual aumento na riqueza de espécies durante a seqüência sucessional (cf. Corlett 1987, Saldarriaga *et alii* 1988, González-Espinosa *et alii* 1991, Dalling 1994, Bazzaz 1996, Finegan 1996, Zahawi & Augspurger 1999, Sheil 2001), mas são semelhantes a alguns encontrados em matas temperadas (ver Bormann & Likens 1979:135). Eles são atribuídos por Kappelle *et alii* (1995b) à migração encosta abaixo de numerosas espécies (sub)alpinas que ocupariam as áreas degradadas em altitudes inferiores.

Nenhum destes aspectos (mencionados no parágrafo anterior) encontrados na Costa Rica parece ocorrer nas MNs dos Aparados, onde os estágios sucessionais iniciais aparentemente possuem menos espécies que os tardios e que as matas primárias, e não há vegetações em maior altitude que pudessem fornecer espécies para a regeneração das MNs, já que estas últimas ocupam praticamente sempre os pontos mais altos do relevo. Oosterhoorn & Kappelle (2000) não encontraram diferenças significativas na diversidade de espécies entre áreas florestais próximas (0-50 m) à margem da mata e pastagens adjacentes (0-50 m) a esta borda ou distantes (50-100 m) dela; as pastagens só tiveram menor diversidade quando haviam sido submetidas antigamente a um uso intenso. Arens & Sánchez Baracaldo (1998) encontraram riqueza e diversidade de espécies de xaxim um pouco maiores em matas nebulares secundárias que nas primárias, atribuindo isto à mistura de espécies de estágios iniciais e tardios; como trata-se de um conjunto de espécies reduzido (11) e de um tipo biológico específico, pode não refletir a situação da riqueza e diversidade do conjunto da flora vascular, mas constatações semelhantes já foram feitas em outros tipos vegetacionais e com outros grupos de organismos.

Diversos fatores podem dificultar ou até impedir a recuperação florestal em áreas onde as matas tropicais foram eliminadas e substituídas por pastagens: pequena quantidade de sementes florestais no banco de sementes do solo (Nepstad *et alii* 1996, Zahawi & Augspurger 1999, Kozlowski 2002), competição com gramíneas alóctones agressivas (este problema não parece ocorrer nos Aparados, embora as gramíneas de modo geral pareçam ser um impedimento físico ao contato de sementes de plantas lenhosas com o solo campestre, além de supostamente competirem por água e nutrientes com as plântulas que se desenvolverem), falta de nutrientes no solo, compactação do solo, seca sazonal, baixas taxas de colonização por sementes florestais, predação de sementes e plântulas das espécies florestais, etc. (Olander *et alii* 1998; Holl 1999, 2002; Guariguata & Ostertag 2001; Kozlowski 2002), além da contínua influência das queimadas e do gado (ver cap. 6). A quantidade de sementes dispersadas supostamente por animais diminui drasticamente na pastagem a mais de 5 m da borda entre ela e a mata, fazendo Holl (1999) considerar a pequena disponibilidade de sementes como o provável fator mais limitante para a

regeneração florestal a partir de pastagens abandonadas. Isto porque, além de a dispersão de sementes florestais em áreas abertas ser pequena, as poucas sementes que chegam são em geral sujeitas a altas taxas de predação (Uhl 1987; Nepstad *et alii* 1996; Holl 1999, 2002). Assim, estratégias para ampliar a dispersão de sementes devem ser consideradas, se quisermos acelerar a regeneração das MNs sobre os campos antrópicos dos Aparados (ver cap. 6), bem como é necessário identificar os fatores mais limitantes em cada área de pastagem, a fim de desenvolver planos de manejo específicos para cada situação.

As relações entre graminóides e plantas arbóreas parecem importantes também em áreas de matas perturbadas (mas não totalmente eliminadas; Foto 43) natural ou antropicamente, onde graminóides e outras espécies herbáceas ocupam clareiras e submatas, o que ocorre tanto com espécies nativas que já habitavam o interior das matas primárias, que ampliam muito suas densidades (Walker *et alii* 1996b), quanto com espécies campestres ou de vegetações relativamente abertas, que aumentam seus locais de ocupação. A competição entre plântulas de espécies arbóreas e estas plantas de pequeno porte que ocupam áreas perturbadas das matas (especialmente de maior altitude) parece ser um dos fatores que podem retardar, até por muito tempo, a regeneração florestal destas áreas, em regiões de baixa ou alta produtividade (Walker *et alii* 1996b). É muito provável que isto esteja ocorrendo em MNs dos Aparados mais intensamente pastejadas pelo gado, onde um provável aumento do nível de nutrientes do solo (através das fezes e urina do gado), associado à maior luminosidade próximo ao chão, pode favorecer o estabelecimento e a manutenção de espécies herbáceas, que, como Walker *et alii* (1996b) verificaram, respondem muito mais rápida e eficientemente a aumentos na fertilidade do solo, em comparação com plântulas e plantas jovens das espécies arbóreas nativas das matas nebulares.

Guevara *et alii* (1986, 1992, 1998) mostram a importância de árvores isoladas no meio de pastagens como "núcleos de regeneração" da floresta (já destacados por Rambo 1953a:163, como "núcleo expansivo"), tanto por fornecerem sementes para outros locais quanto especialmente por servirem como proteção para a germinação e o estabelecimento de outras espécies florestais sob elas, demonstrando que isto não ocorre apenas no interior ou na beira das matas intactas ou em grandes fragmentos, mas também pode ocorrer inclusive em áreas de pastagem, e até rapidamente, desde que haja um mínimo de cobertura arbórea. Corlett (1987) verificou que regeneração florestal sobre áreas de campos ocorria mais por uma invasão difusa sobre estes campos do que por um avanço geral das margens das matas, e que a distribuição das plântulas de espécies arbóreas era grandemente dependente da exposição dos sítios nestes campos, sendo as mesmas virtualmente ausentes em encostas com exposição leste. Nossas observações não indicam qualquer evidente ausência de plântulas relacionada à exposição das encostas nos Aparados, mas confirmam a importância de "núcleos de regeneração" e de uma "invasão difusa" de elementos lenhosos sobre a vegetação graminóide, ao lado do próprio avanço gradativo e contínuo das bordas das MNs.

As espécies dos diversos grupos funcionais são diferentemente vulneráveis aos impactos da ação humana. Após um desmatamento em floresta pluvial, arbustos da submata e epífitos demoram mais para novamente se desenvolverem que árvores do dossel ou emergentes (Denslow 1996). Ervas e graminóides aumentam muito sua riqueza após desmatamento (total ou seletivo) combinado com média intensidade de pastejo (Kok *et alii* 1995). Em relação aos epífitos, pode ser muito importante a constatação de Guevara *et alii* (1998) de que árvores isoladas no meio da pastagem podem manter uma notável proporção da flora epifítica regional. Eles encontraram 58 espécies, correspondentes a 37% da riqueza regional de epífitos, desenvolvendo-se sobre apenas 38 árvores isoladas, o que pode garantir uma fonte muito significativa de propágulos para a recuperação do contingente epifítico, já que muitas vezes a ausência ou insuficiente quantidade de propágulos é considerada a maior causa para a inexistência ou a demora na regeneração vegetacional.

Além de estarem sujeitas aos processos erosivos, que transportam partículas que foram separadas do solo, as MNs são muito susceptíveis a movimentos de massa (em que as partículas são movidas em conjunto, cf. Lopes 1996; ver também Ellison & Coaldrake 1954, Langenheim 1956, Westerberg & Christiansson 1999, Cruz 2000, Thomas 2001), especialmente deslizamentos (ou escorregamentos), em função do tipo de relevos íngremes que geralmente ocupam. No Pico do Marumbi (PR), as matas altimontanas são o tipo vegetacional que mais freqüentemente apresentou deslizamentos (Struminski 1997, 2001). Após a ocorrência de escorregamentos em áreas íngremes das MNs dos Aparados, é bastante comum a instalação de *Senecio paranensis* e *Eryngium smithii*; verificamos também a capacidade de sobrevivência de partes das touceiras de *Chusquea mimosa* que foram deslocadas de um ponto e escorregaram ao longo da encosta, mas conseguiram reinstalar-se em novo ponto vários metros abaixo, o

mesmo ocorrendo com algumas árvores (*Lamanonia ternata*, *Myrsine* sp., *Sapium glandulatum*, mas não com *Mimosa scabrella*) e com *Dicksonia sellowiana*.

Esta última espécie foi um elemento importante na vegetação que coloniza áreas abertas e pastagens abandonadas nos Andes, onde foi mais abundante em matas nebulares secundárias (e ainda muito mais em áreas abertas) que nas primárias (Arens & Sánchez Baracaldo 1998). Porém, como lembram Lugo & Waide (1993), observações feitas pouco após as perturbações são complicadas pelo fato de árvores sobreviventes morrerem subseqüentemente e outras aparentemente mortas estarem vivas, além de indivíduos registrados como mortos durante vários anos às vezes rebrotarem depois de uma perturbação. Também verificamos a sobrevivência de algumas pequenas "ilhas" de mata no meio de alguns escorregamentos, como mostrada por Flaccus (1959, "áreas residuais"), Walker *et alii* (1996a:fig.1c) e Lundgren (1978:121), embora este registre a redução posterior da área da ilha e desconsidere sua importância como "núcleo de recolonização".

Em locais de MN onde ocorreram deslizamentos, registramos o efeito do pastejo do gado sobre espécies recém instaladas, como *Eupatorium rufescens*, *Calyptrimalva catharinensis*, *Juncus* spp., *Cyperus* spp., gramíneas, etc., que foram intensamente ingeridas, reduzindo muito a sua massa aérea e a velocidade de regeneração do local. Também González-Espinosa *et alii* (1991) e Tekle *et alii* (1997), tratando de gado doméstico em matas altimontanas mexicanas e africanas respectivamente, e Rebertus *et alii* (1997) e Fagan & Bishop (2000) verificaram o impacto retardador da herbivoria sobre o ritmo de recuperação de áreas em processo sucessional (ver ainda a seção 6.2.10 do cap. 6). Rebertus *et alii* (1997) inclusive registraram a conversão de estandes florestais em campestres, pela interação de derrubadas provocadas por fortes ventos com o pastejo do guanaco, um grande herbívoro nativo que impedia a regeneração das árvores.

Guariguata (1990) mostrou a existência de duas zonas nos desmoronamentos, uma zona inferior (deposicional), que inclui depósitos de solo orgânico e partes vegetais quebradas ou arrancadas, com uma maior concentração de carbono orgânico e nutrientes que numa zona superior (erosional), geralmente consistindo de solo mineral e rochas expostas; a presença de sementes viáveis para a germinação e a maior densidade de plantas lenhosas demonstraram que o crescimento e a regeneração ocorriam mais vigorosamente na zona inferior. Também Stern (1995) e Walker *et alii* (1996a) analisaram tal tipo de situação, encontrando padrões bem similares de colonização, enquanto Dalling (1994) examinou apenas a zona superior de desmoronamentos após 15 anos e de outros com mais de 50 anos, estimando cerca de 500 anos como o tempo necessário para atingir a fitomassa das matas junto a eles (entre 1450 e 1800 m de altitude), e chamando a atenção para a pequena importância de pteridófitas e a ausência de espécies pioneiras arbustivas ou arbóreas de clareiras grandes. Na África, Westerberg & Christiansson (1999) registraram recuperação surpreendentemente rápida nos deslizamentos estudados inicialmente por Lundgren (1978).

A formação de geada só foi observada nas beiras de MN e em locais abertos. É muito provável que cada mancha de MN mais preservada funcione efetivamente como uma barreira atenuante dos extremos de baixas temperaturas noturnas, da mesma forma como comprovadamente ameniza as mais altas temperaturas diurnas, deixando o microclima interno menos variável que nas margens e fora dela, como já considerava Rambo (1956a:274), o que contraria Seitz (1976) que, com base em poucas observações, concluiu que um pinhal era mais quente que o campo adjacente. Este deve ser um aspecto importante na grande demora da reinstalação e desenvolvimento de espécies lenhosas em áreas onde a vegetação da MN foi totalmente destruída, pois o crescimento das espécies arbóreas em áreas abertas estará sujeito aos grandes extremos de temperatura (baixa no inverno e alta no verão, além de amplitudes diárias às vezes muito grandes) do ar e do solo que ocorrem fora da MN, provavelmente causando altas taxas de mortalidade em plântulas e plantas jovens que crescem nestes ambientes desprotegidos. No PR, Struminski (1997) comenta sobre melastomatáceas arbustivas que seriam sensíveis às geadas, mas não observamos qualquer espécie desta família que parecesse sensível a elas nos Aparados.

González-Espinosa *et alii* (1991), mesmo em altitudes de 2300-2400 m, verificaram que a baixa tolerância às temperaturas congelantes e à alta insolação afetava a capacidade de regeneração de muitas espécies do interior das matas, quando expostas a situações de fragmentos florestais ou de modificações no habitat (como áreas relativamente mais abertas); resultados semelhantes foram encontrados por Cuevas (2000), Egerton *et alii* (2000) e Kitzberger *et alii* (2000). Portanto, mesmo nas maiores altitudes dos Aparados, pode-se esperar que muitas espécies, cujos indivíduos adultos suportam temperaturas

atmosféricas mínimas bastante baixas (cerca de –15°C ou menos), instalados dentro de nichos florestais densos, talvez não tenham plântulas e indivíduos jovens capazes de resistir, em áreas abertas ou bem menos densas, a extremos ainda mais intensos de temperatura e radiação solar direta. Isto auxiliaria a explicar a lentidão dos processos sucessionais nas MNs e a pequena riqueza de espécies lenhosas capazes de participar dos processos de colonização e regeneração de áreas totalmente degradadas ou desmatadas.

Não parece haver qualquer estudo detalhado sobre o processo sucessional em áreas altimontanas sul-brasileiras ou mesmo do sudeste; os 2 trabalhos feitos na Serra do Mar de SP, citados no terceiro parágrafo desta seção, parecem tratar de vegetações secundárias assemelhadas com estágios sucessionais da mata atlântica de encosta do sul do Brasil. Assim, os aspectos mencionados nesta seção, embora meramente fruto de observações esparsas, não-sistemáticas e nem planejadas, podem ter valor, diante da ausência de outras evidências melhores, mas não podem nem ser comparados com outros estudos.

Portanto, torna-se uma indiscutível prioridade a realização de um estudo descritivo das principais mudanças florísticas, fisionômicas e abióticas que ocorrem durante a sucessão secundária em áreas de MNs destruídas, o que poderá ser mais rapidamente feito através da análise de uma cronosseqüência que amostre desde os estágios iniciais até os mais avançados da regeneração da MN, em locais com idades razoavelmente conhecidas. Tal procedimento tem sido usado em várias partes do mundo e para diferentes tipos de vegetação (ver Aplet & Vitousek 1994), sendo recentemente discutido e validado por Foster & Tilman (2000), o mesmo ocorrendo com cronosseqüências de solos (Huggett 1998).

Também os processos subterrâneos (Harcombe 1980, Snedaker 1980, Paul 1989, Read 1993, Ettema & Wardle 2002, Frak & Ponge 2002, Neumann & Martinoia 2002), bem como suas interações com os aéreos (Lamont 1982, Vitousek 1985, Gehring & Whitham 1994, Bazzaz 1996, Hooper *et alii* 2000, Van der Putten *et alii* 2001), apresentam enorme importância na regeneração das MNs, e não temos qualquer conhecimento sobre eles. Neste sentido, a abordagem de Restom (1998) parece necessária, comparando a distribuição vertical da massa radicular e da riqueza de espécies com raízes evidentes, entre mata primária e estágios sucessionais, bem como avaliando a distribuição de raízes de algumas espécies representativas. Além disto, os aspectos desenvolvidos por Janos (1980), Siqueira *et alii* (1998), Picone (2000), Landeweert *et alii* (2001) e Frizano *et alii* (2002) não podem ser ignorados em qualquer avaliação de processo sucessional em matas ou áreas degradadas neotropicais, onde a pobreza do solo em nutrientes parece ser quase sempre um problema nas fases iniciais da regeneração, especialmente em locais mais intensamente destruídos ou longamente explorados. Aqui, as considerações de Lamont (1982) e Neumann & Martinoia (2002) também podem basear uma avaliação de possíveis mecanismos desenvolvidos pelas espécies vegetais para superar as deficiências minerais dos habitats mais empobrecidos.

A fragilidade dos ecossistemas é uma medida da magnitude das forças destrutivas que agem contra eles, e não apenas uma propriedade inerente de cada ecossistema (Ewel 1983; uma excelente revisão sobre o conceito de fragilidade é feita por Nilsson & Grelsson 1995; ver também Thomas 2001). É evidente que o processo sucessional nas MNs dos Aparados é muito mais lento que nas matas de encosta ou mesmo da planície atlântica. Isto está associado à pequena taxa de crescimento das espécies nas matas de maior altitude (cf. Wadsworth & Bonnet 1951, Ewel 1980, Waide *et alii* 1998, Larson *et alii* 2000), a qual forma entrenós curtos (Troll 1960) e produz incrementos diamétricos muito baixos (Weaver *et alii* 1986, Walker *et alii* 1996b; em torno de 0,3 mm/ano), entre 0,2 mm/ano (Tanner *et alii* 1990) a 0,5-0,6 mm/ano (Tanner *et alii* 1992), os quais podem ser comparados com valores medianos de 5-14 mm/ano em matas tropicais de terras baixas (Clark & Clark 1992), além de determinar uma taxa de recuperação excepcionalmente lenta após uma perturbação (Wadsworth & Bonnet 1951, Corlett 1987, Mantovani *et alii* 1990, Walker *et alii* 1996b, Olander *et alii* 1998, Waide *et alii* 1998), a mais lenta taxa de regeneração entre todas as matas tropicais (Byer & Weaver 1977, Foster 2001). A reconstituição da mata pluvial sul-brasileira, a partir de roças abandonadas onde antes era mata primária, se dá em cerca de um século (Rambo 1953a:163, Klein 1980), mas deve demorar pelo menos o dobro/triplo nas MNs.

Ainda **é impossível estimar quantos séculos** são necessários para a recuperação de uma MN que tenha sido totalmente desmatada e queimada, e cuja regeneração dependa exclusivamente do aporte de novas sementes oriundas de áreas próximas ou da germinação a partir do banco de sementes do seu próprio solo. Já foi demonstrado, porém, que tal regeneração será mais demorada nas áreas que sofreram mais intensa e duradoura intervenção antrópica (cf. Golley *et alii* 1978:198, Mantovani *et alii* 1990, Steininger 2000, Guariguata & Ostertag 2001, Myster 2001, Kozlowski 2002; ver também cap. 6). Weaver (1990) estima que cerca de 2 séculos são necessários para a fitomassa florestal voltar aos seus valores

originais depois de ter sido totalmente eliminada, enquanto Olander *et alii* (1998) supõem que isto só ocorreria após 200-300 anos em áreas com solo impactado, pois, após 35 anos de regeneração, formaram-se apenas menos de 6% da área basal e 3% da fitomassa que existem numa MN intacta.

Corlett (1987) estima que em menos de 300 anos uma mata subalpina secundária pode se desenvolver em sítios mais favoráveis e recuperar a altura original e talvez a fitomassa, mas este tempo seria insuficiente para restabelecer a estrutura e composição de espécies em áreas com exposição oeste, demonstrando a extrema dificuldade e demora na regeneração vegetacional em alguns tipos peculiares de habitat, e ainda mais em áreas onde ocorreram desmoronamentos (mais de 500 anos, cf. Dalling 1994). Supomos que este último caso seja semelhante ao das MNs dos Aparados em áreas mais íngremes, rochosas, com solos de menor profundidade ou mais erodidos, que correspondem a uma grande proporção dos habitats ocupados pelas MNs, tanto originalmente quanto, especialmente, nos dias de hoje. Porém, não podemos ignorar os efeitos que diferentes histórias locais, condições abióticas e entornos atuais de cada área ou fragmento certamente determinam para os possíveis rotas sucessionais da regeneração da MN em cada região, com evidente influência no provável tempo necessário para a recuperação local de cada MN destruída, substituída por campo, queimada ou pastejada.

4.15. Conclusões e perspectivas

"Num País como o nosso, em que a flora é mal conhecida, e onde os problemas de conservação lutam por uma solução, não podemos nos dar ao luxo de estudos requintados. O fator primordial é saber o número de espécies de um determinado gênero e delimitar suas áreas de ocorrência, antes que elas se extingam. É esse o trabalho de um taxonomista, e é essa a escola que tenho seguido." (Barroso 1976:202).

As acentuadas e crescentes fragmentação e destruição das MNs, associadas às influências do pastoreio do gado bovino no interior dos remanescentes (Foto 39) e do fogo nas bordas destes, evidentemente provocam conseqüências e alterações nestas comunidades e em suas espécies vasculares, cuja compreensão exige um adequado entendimento da florística das MNs, descrita e analisada neste capítulo, e que acreditamos ser de fundamental importância na conservação destas MNs e da maioria de suas espécies vegetais.

As informações publicadas sobre a flora das MNs sul-brasileiras se reduziam a apenas meia dúzia de espécies arbóreas citadas em alguns trabalhos de Klein ou umas poucas dezenas de espécies citadas por Rambo (1956a), Sehnem (1977), Baptista *et alii* (1979), Teixeira & Coura Neto (1986), Roderjan (1994) e Falkenberg & Voltolini (1995), o que impossibilitava um conhecimento mais amplo da sua composição, sendo esta considerada por Tilman (1999) como um dos principais fatores determinantes da estabilidade, dinâmica e produtividade primária de qualquer ecossistema.

Encontramos mais de 460 espécies vasculares e maiores evidências de que as MNs não formam um tipo vegetacional homogêneo (Falkenberg & Voltolini 1995), pois parecem representar um grupo de comunidades fitofisionomicamente similares e floristicamente relacionadas, provavelmente determinadas pela neblina, altitude, topografia local, exposição (solar e aos ventos), perturbação e por fatores históricos, pedológicos e microclimáticos locais, entre outros. Porém, isto não impede que sejam reconhecidas como uma formação num sistema de classificação vegetacional, já que é esperado que a grande heterogeneidade ambiental de seus habitats faça com que suas comunidades de plantas sejam até certo ponto distintas entre si floristicamente, embora sejam bastante semelhantes fisionomicamente, fato que também pode se dar entre comunidades de qualquer outro tipo vegetacional, como efetivamente ocorre em mata atlântica de encosta (ver Lacerda 2001), pinhal (ver Rosário 2001), restinga, mangue, etc. No entanto, Roderjan *et alii* (1999) observaram "semelhança fisionômica, florística e estrutural" nas 4 áreas de MNs que amostraram no PR, o que pode ser determinado em parte por analisarem apenas a flora lenhosa em altitudes próximas.

Esperamos que, a partir das circunscrições da MN analisadas e dos levantamentos mostrados neste capítulo, seja possível estabelecer comparações com outras regiões e outros tipos vegetacionais, inclusive na tentativa de definir se é adequado considerar as MNs como um tipo próprio de formação ou se esta não é a melhor alternativa; a origem das espécies da MN também pode ser um critério adicional para se chegar a esta definição. Há 4 possibilidades para expressar a relação das MNs com pinhais e mata atlântica de encosta, partindo-se da aceitação destes últimos 2 tipos como existentes e distintos: **1)** as MNs são diferentes de ambas (posição predominante de Rambo, de Klein 1967a, 1978, de Baptista *et alii* 1979, de

Falkenberg & Voltolini 1995, e adotada nesta tese), **2)** as MNs fazem parte do pinhal (parece ser a posição de Rambo 1951a e a de Klein 1960), **3)** as MNs fazem parte da mata atlântica de encosta (posição assumida por Klein 1990b e Leite & Klein 1990:120, que tem sua lógica na ocorrência de matas baixas no alto de gradientes altitudinais em matas pluviais tropicais montanas de vários continentes e ilhas), **4)** uma parcela das MNs faz parte do pinhal e outra parcela faz parte da mata atlântica de encosta, posição de proponentes do sistema de classificação do Projeto Radambrasil, que usam outra terminologia, como Teixeira & Coura Neto (1986) e talvez Leite & Klein (1990, que mencionam a MN somente em sua abordagem da floresta ombrófila densa, mas é provável que MNs planaltinas fossem enquadradas por eles como floresta ombrófila mista com "agrupamentos pouco desenvolvidos", cf. p.123).

Com as informações mais completas da flora e dos fatores que atuam sobre as comunidades das MNs, é possível discutir aspectos da origem e evolução desta flora e mesmo dos tipos florestais geograficamente próximos ou assemelhados, bem como, muito especialmente, compreender melhor os efeitos antrópicos que têm degradado este tipo de vegetação e muitas de suas espécies (ver cap. 6) e entender os processos sucessionais nela existentes, tanto os "naturais" quanto os determinados por ações antrópicas. Por outro lado, percebe-se também a necessidade de estudos detalhados sobre os gradientes altitudinais ocorrentes ao longo de toda a região dos Aparados (cuja importância pode ser exemplificada pelo trabalho de Lacerda 2001 na Serra do Mar paulista, que demonstrou grandes variações vegetacionais e permitiu comparações mais seguras entre as altitudes amostradas) e sobre a deciduidade foliar de várias espécies que ocorrem neles e mesmo nas MNs. As análises simplificadas das folhas (tamanho e consistência) e dos tipos biológicos ao longo de um gradiente altitudinal, propostas por Richter (1992), permitiriam comparar a MN com as outras formações florestais dos Aparados.

Estes conhecimentos parecem indispensáveis para uma melhor classificação dos tipos vegetacionais aí presentes, a qual talvez venha a desconsiderar o pinhal como um tipo de formação, já que este foi criado e mantido basicamente pela presença da araucária (ver Klein 1960, 1990a; Jarenkow 1999). Isto parece um critério muito pouco recomendável para classificar a vegetação florestal catarinense e/ou mesmo sul-brasileira, pois dá imenso valor a uma única espécie e leva a reconhecer obviamente 3 grandes formações: as duas matas pluviais sem araucária (uma formação serrana-costeira e uma formação interiorana da bacia dos rios Paraná-Uruguai, as "matas brancas" dos colonizadores europeus), identificadas e analisadas por Rambo (1951b), e a formação planaltina ou pinhal ou mata com araucária (a "mata preta" dos mesmos migrantes), abordada por Rambo (1951a).

A altitude da "treeline" no sul e sudeste do Brasil é extraordinariamente baixa, se comparada com a de outras regiões com mesma latitude (Hueck 1972:163, Safford 1999a; ver também Körner 1998, Jobbágy & Jackson 2000, Sveinbjörnsson 2000, Wardle *et alii* 2001), sendo problemático o fato de, em nenhuma das montanhas do sudeste brasileiro, se conhecer onde exatamente situa-se a "treeline" climática (Safford 1999a), o que também é válido para as serras sul-brasileiras. Roderjan (1994) estudou a variação microclimática ao longo de um pequeno gradiente altitudinal de floresta, mas ainda precisamos entender muito mais sobre a zonação climática ao longo das grandes encostas serranas (inclusive em áreas não-florestadas) e seu provável papel na diferenciação vegetacional. A existência de MNs nos Aparados a 1700-1750 m de altitude, como uma analisada no próximo capítulo, no local provavelmente mais frio do Brasil, parece demonstrar que as florestas limitadas a zonas abaixo de 1000 ou mesmo 1500 m não podem representar uma verdadeira "treeline" climática no sul do Brasil, a qual deve estar situada acima (ou até bem acima) destes valores, exceto, talvez, no caso de morros isolados (como o Morro do Baú, em SC). Nestes, o efeito "Massenerhebung" (ou de massa; a ocorrência de MNs semelhantes em altitudes maiores nas grandes montanhas e menores quando sobre pequenos picos isolados, especialmente quando estes estão próximos do oceano – ver Grubb 1971, Flenley 1992, 1995; ou efeito "telescópico", cf. Bruijnzeel & Proctor 1995, Foster 2001, referindo-se à compressão das zonas vegetacionais nas pequenas montanhas costeiras) pode contribuir para causar um rebaixamento da "treeline".

Duas outras prioridades também merecem nossa atenção, embora extrapolem em muito os aspectos da MN discutidos neste capítulo. A primeira é a realização de uma abordagem séria e ampla sobre a deciduidade foliar, que obviamente não é a nossa seção 4.10, onde apenas apontamos vários aspectos que devem ser tratados ou resolvidos. A deciduidade foliar refere-se tanto a uma resposta geneticamente determinada e sazonalmente obrigatória quanto a uma resposta facultativa às condições abióticas predominantes (Mackey 1993), e deve ser distinguida da longevidade foliar (Mackey 1993, Cavender-Bares & Holbrook 2001). Um trabalho mais profundo sobre a deciduidade foliar deverá analisar

os fatores que a determinam (fisiológicos e genéticos), o comportamento de cada espécie e sua possível variação e duração, as interações entre este e as variações das condições ambientais (temperaturas baixas, déficits hídricos, tipos e profundidades de solo, condições meteorológicas pouco freqüentes, fotoperíodos declinantes, etc.), bem como verificar se há correlação entre as espécies (queda de folhas concentrada num mesmo período). Isto poderá definir se a deciduidade foliar é válida como critério de classificação vegetacional no sul do Brasil e concluir se são consistentes ou úteis as matas deciduais e semideciduais reconhecidas no sistema do Projeto Radambrasil, para as quais também Oliveira Filho & Ratter (2001) acreditam não haver separação nítida entre elas.

A segunda prioridade, mas que é até mais importante que a anterior e muito mais difícil de ser atingida, é uma ampla revisão das idéias e contribuições evolutivas (apenas parcialmente analisadas por Araújo 1997), ecológicas e especialmente fitogeográficas de Balduíno Rambo, a serem consideradas à luz dos novos conhecimentos disponíveis, criados por um enorme número de estudos posteriores à sua morte (há 40 anos), os quais não parecem ter refutado muitas das hipóteses e interpretações desenvolvidas por este gênio da ciência brasileira. Evidentemente, as poucas considerações que fizemos sobre várias destas idéias de Rambo dão apenas uma pálida noção de sua gigantesca contribuição para o estudo e a compreensão da vegetação sul-brasileira (ver Baptista 1985, Rabuske 1987), bem como do enorme desafio que significará a execução de tal trabalho.

4.16. Bibliografia citada

Ab'Sáber, A.N. 1989. Páleo-climas quaternários e pré-história da América Tropical. **Dédalo 1**: 9-25.

Ab'Sáber, A.N. 2001. O suporte geoecológico das florestas beiradeiras (ciliares). **In** R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho eds., **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ed. Ed. da USP & FAPESP. p.15-25.

Aciesp ed. 1987. **Glossário de ecologia**. Aciesp/CNPq/FAPESP/Secretaria da Ciência e Tecnologia de São Paulo. (Publicação Aciesp, 57).

Acosta Castellanos, S.; A. Blanco Macías & R. del Castillo Sánchez. 1998. Afinidades fitogeográficas y aspectos florísticos del bosque mesófilo de montaña de la zona de El Rincón, Sierra Norte, Oaxaca. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.197.

Adam, P. 1998. History and ecology of rainforest diversity. **Trends in Plant Science 3**(8): 287-8.

Aerts, R. 1995. The advantages of being evergreen. **Trends in Ecology & Evolution 10**(10): 402-7.

Aguirre-C., J. & E. Castillo L. 1993. Tropical and sub-andean epiphyllous bryoflora in El Macizo de Tatama, Colombia. **AAU Reports 31**: 9.

Alley, R.B. 2000. Ice-core evidence of abrupt climate changes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(4): 1331-4.

Alonso, M.T.A. 1977. Vegetação. **Geografia do Brasil. Região sul**. IBGE. v.5, p.81-109.

Amigo, J. & C. Ramírez. 1998. A bioclimatic classification of Chile: woodland communities in the temperate zone. **Plant Ecology 136**(1): 9-26.

Amigo, J. & L.G. Quintanilla. 2000. Estudio fitosociológico de los bosques de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser del Centro-Sur de Chile. **Phytocoenologia 30**(2): 193-221.

Andersen, M.; A. Thornhill & H. Koopowitz. 1997. Tropical forest disruption and stochastic biodiversity losses. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.281-91.

Andrade Lima, D. 1966. Vegetação. **In** IBGE ed., **Atlas nacional do Brasil**. s.p., 1 mapa.

Angulo, R.J.; P.C.F. Giannini; K. Suguio & L.C.R. Pessenda. 1999. Relative sea-level changes in the last 5500 years in southern Brazil (Laguna–Imbituba region, Santa Catarina State) based on vermetid ^{14}C ages. **Marine Geology 159**(1-4): 323-39.

Aplet, G.H. & P.M. Vitousek. 1994. An age–altitude matrix analysis of Hawaiian rain-forest succession. **Journal of Ecology 82**(1): 137-47.

Araújo, A.M. 1997. As duas epistemes de Balduíno Rambo. **Episteme 2**(3): 105-20.

Arditti, J. & A.K.A. Ghani. 2000. Numerical and physical properties of orchid seeds and their biological implications. **New Phytologist 145**(3): 367-421.

Arens, N.C. 2001a. Climate and atmosphere interact to drive vegetation change. **Trends in Ecology & Evolution 16**(1): 18.

Arens, N.C. 2001b. Dry? Or not too dry? That is the question. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 484-5.

Arens, N.C. & P. Sánchez Baracaldo. 1998. Distribution of tree ferns (Cyatheaceae) across the successional mosaic in an Andean cloud forest, Nariño, Colombia. **American Fern Journal 88**(2): 60-71.

Armand, A.D. 1992. Sharp and gradual mountain timberlines as a result of species interaction. **In** A.J. Hansen & F. di Castri eds., **Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows**. Springer-Verlag. p.360-78. (Ecological Studies, 92).

Armesto, J.J.; C. Villagrán & M.K. Arroyo eds. 1996. **Ecología de los bosques nativos de Chile**. Editorial Universitaria.

Arriaga, L. 1988. Gap dynamics of a tropical cloud forest in northeastern Mexico. **Biotropica 20**(3): 178-84.

Arriaga, L. 2000a. Gap-building-phase regeneration in a tropical montane cloud forest of north-eastern Mexico. **Journal of Tropical Ecology 16**(4): 535-62.

Arriaga, L. 2000b. Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forest of Tamaulipas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology 16**(5): 623-36.

Arroyo, M.T.K. & A.E. Hoffmann-J. 1997. Temperate rain forest of Chile. **In** S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton eds., **Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. Volume 3. The Americas**. WWF & IUCN. p.542-8.

Ataroff, M. & F. Rada. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. **Ambio 29**(7): 440-4.

Aubréville, A. 1959. As florestas do Brasil. Estudo fitogeográfico e florestal. **Anuário Brasileiro de Economia Florestal 11**(11): 201-32.

Augspurger, C.K. & S.E. Franson. 1988. Input of wind-dispersed seeds into light-gaps and forest sites in a Neotropical forest. **Journal of Tropical Ecology 4**(3): 239-52.

Axelrod, D.I.; M.T.K. Arroyo & P.H. Raven. 1991. Historical development of temperate vegetation in the Americas. **Revista Chilena de Historia Natural 64**: 413-46.

Azevedo, L.G. 1962. Tipos de vegetação do sul de Minas e campos da Mantiqueira (Brasil). **Anais da Academia Brasileira de Ciências 34**(2): 225-34, 1 mapa.

Azevedo, L.G. 1965. Contribuição à delimitação dos tipos de vegetação do estado de São Paulo; região de Campos do Jordão. **Arquivos de Botânica do Estado de São Paulo, nova série, 4**(1): 11-21, 1 mapa.

Bachmann, K. 2001. Evolution and the genetic analysis of populations: 1950-2000. **Taxon 50**(1): 7-45.

Backes, A. 1998. Condicionamento climático y distribución geográfica de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze en Brasil. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.200.

Backes, A. 2001. Determinação da idade e regeneração natural de uma população de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em um povoamento florestal localizado no município de Caxias do Sul, RS, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (56): 115-30.

Baker, R.G.V.; R.J. Haworth & P.G. Flood. 2001. Warmer or cooler late Holocene marine palaeoenvironments?: interpreting southeast Australian and Brazilian sea-level changes using fixed biological indicators and their $\delta\ ^{18}O$ composition. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 168**(3-4): 249-72.

Balslev, H. ed. 1993. Neotropical montane forests. Biodiversity and conservation. **AAU Reports 31**: 1-111.

Baptista, L.R.M. 1976. A floresta tropical no Rio Grande do Sul. **Anais do II Congresso Brasileiro de Florestas Tropicais**. SBEF. p.125-8.

Baptista, L.R.M. 1985. A contribuição de Rambo para a geografia florística do Rio Grande do Sul. **Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, série Botânica** (30): 5-9.

Baptista, L.R.M.; B.E. Irgang; J.F.M. Valls & J.L. Waechter. 1979. **Parque Nacional dos Aparados da Serra. Levantamento da vegetação**. Editado pelos autores.

Barbour, M.G.; J.H. Burk; W.D. Pitts; F.S. Gilliam & M.W. Schwartz. 1999. **Terrestrial plant ecology**. 3ed. Benjamin/Cummings.

Barkman, J.J. 1988. New systems of plant growth forms and phenological plant types. **In** M.J.A. Werger, P.J.M. van der Aart, H.J. During & J.T.A. Verhoeven eds., **Plant form and vegetation structure**. SPB Academic Publishing. p.9-44.

Barraclough, T.G. & V. Savolainen. 2001. Evolutionary rates and species diversity in flowering plants. **Evolution 55**(4): 677-83.

Barroso, G.M. 1976. Compositae – Subtribo Baccharidinae Hoffmann. Estudo das espécies ocorrentes no Brasil. **Rodriguésia 28**(40): 3-273.

Barthlott, W.; V. Schmit-Neuerburg; J. Nieder & S. Engwald. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. **Plant Ecology 152**(2): 145-56.

Barton, N.H. 2001. Speciation. **Trends in Ecology & Evolution 16**(7): 325.

Bauermann, S.G.; P.C.P. das Neves; R. Augustin & B.E. Irgang. 2000. Dispersão polínica no Recente do município de Encruzilhada do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas, Botânica** (50): 137-51.

Bawa, K.S. 1995. Pollination, seed dispersal and diversification of angiosperms. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 311-2.

Bazzaz, F.A. 1996. **Plants in changing environment. Linking physiological, population, and community ecology**. Cambridge University Press.

Beard, J.S. 1944. Climax vegetation in tropical America. **Ecology 25**(2): 127-58.

Beard, J.S. 1955. The classification of tropical American vegetation types. **Ecology 36**(1): 89-100.

Becker, P. 2000. Competition in the regeneration niche between conifers and angiosperms: Bond's slow seedling hypothesis. **Functional Ecology 14**(4): 401-12.

Behling, H. 1995. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany 4**: 127-52.

Behling, H. 1997a. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the *Araucaria* forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology 97**(1-2): 109-21.

Behling, H. 1997b. Late Quaternary vegetation, climate and fire history from the tropical mountain region of Morro de Itapeva, SE Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 129**(3-4): 407-22.

Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology 99**(2): 143-56.

Behling, H. 2001. Late Quaternary environmental changes in the Lagoa da Curuça region (eastern Amazonia, Brazil) and evidence of *Podocarpus* in the Amazon lowland. **Vegetation History and Archaeobotany 10**: 175-83.

Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 177**(1-2): 19-27.

Behling, H.; H.W. Arz; J. Pätzold & G. Wefer. 2000. Late Quaternary vegetational and climate dynamics in northeastern Brazil, inferences from marine core GeoB 3104-1. **Quaternary Science Reviews 19**(10): 981-94.

Behling, H. & M. Lichte. 1997. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. **Quaternary Research 48**: 348-58.

Behling, H. & R.R.B. Negrelle. 2001. Tropical rain forest and climate dynamics of the Atlantic lowland, southern Brazil, during the late Quaternary. **Quaternary Research 56**(3): 383-9.
Behling, H.; R.R.B. Negrelle & P.A. Colinvaux. 1997. Modern pollen rain data from the tropical Atlantic rain forest, Reserva Volta Velha, South Brazil. **Review of Palaeobotany and Palynology 97**(3-4): 287-99.
Behling, H.; S.G. Bauermann & P.C.P. Neves. 2001. Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences 14**(6): 631-9.
Bell, G.; M.J. Lechowicz; A. Appenzeller; M. Chandler; E. DeBlois; L. Jackson; B. Mackenzie; R. Preziosi; M. Schallenberg & N. Tinker. 1993. The spatial structure of the physical environment. **Oecologia 96**: 114-21.
Bellingham, P.J. & A.D. Sparrow. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos 89**(2): 409-16.
Bennett, K.D. 1998. The power of movement in plants. **Trends in Ecology & Evolution 13**(9): 339-40.
Benzing, D.H. 1987. Vascular epiphytism: taxonomic participation and adaptive diversity. **Annals of the Missouri Botanical Garden 74**(2): 183-204.
Benzing, D.H. 1989. Vascular epiphytism in America. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.133-54. (Ecosystems of the world, 14B).
Benzing, D.H. 1990. **Vascular epiphytes**. Cambridge University Press.
Berry, P.E. 1989. A systematic revision of *Fuchsia* sect. *Quelusia* (Onagraceae). **Annals of the Missouri Botanical Garden 76**(2): 532-84.
Bertoletti, J.J. & M.B. Teixeira. 1995. Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. Termo de referência. **Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUCRS** (2): 1-47.
Birks, H.J.B. 1996. Contributions of Quaternary palaeoecology to nature conservation. **Journal of Vegetation Science 7**(1): 89-98.
Blackford, J. 2000. Palaeoclimatic records from peat bogs. **Trends in Ecology & Evolution 15**(5): 193-8.
Bφgh, A. 1992. Composition and distribution of the vascular epiphyte flora of an Ecuadorian montane rain forest. **Selbyana 13**: 25-34.
Boldrini, I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS** (56): 1-33.
Boldrini, I.I. 2001. Diversidade e similaridade florística dos campos naturais do RS, Brasil. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.146.
Boldrini, I.I. 2002. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.95-7.
Bolker, B.M. & S.W. Pacala. 1999. Spatial moment equations for plant competition: understanding spatial strategies and the advantages of short dispersal. **American Naturalist 153**(6): 575-602.
Bolòs, O. de; A.C. Cervi & G. Hatschbach. 1991. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). **Collectanea Botanica 20**: 79-182.
Bond, W.J. & J.J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution 16**(1): 45-51.
Borchert, R. 1980. Phenology and ecophysiology of tropical trees: *Erythrina poeppigiana* O. F. Cook. **Ecology 61**(5): 1065-74.
Borchert, R.; G. Rivera & W. Hagnauer. 2002. Modification of vegetative phenology in a tropical semi-deciduous forest by abnormal drought and rain. **Biotropica 34**(1): 27-39.
Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. **Pattern and process in a forested ecosystem**. Springer-Verlag.
Bowman, D.M.J.S. 2001a. Future eating and country keeping: what role has environmental history in the management of biodiversity? **Journal of Biogeography 28**(5): 549-64.
Bowman, D.M.J.S. 2001b. On the elusive definition of 'Australian rainforest': response to Lynch and Neldner (2000). **Australian Journal of Botany 49**(6): 785-7.
Bozkurt, S.; M. Lucisano; L. Moreno & I. Neretnieks. 2001. Peat as a potential analogue for the long-term evolution in landfills. **Earth-Science Reviews 53**(1-2): 95-147.
Brack, P. & D. Ruschel. 1997. Estudo dos limites fitogeográficos da árvores macrofoliadas das florestas do Rio Grande do Sul. **Revista de Tecnologia e Ambiente 3**(2): 37-45.
Brade, A.C. 1942. A composição da flora pteridófita do Itatiaia. Contribuição para a fitogeografia dessa região. **Rodriguésia 6**(15): 29-43, +9est.
Brade, A.C. 1956. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (5): 1-92, +estampas.
Bragg, O.M. & J.H. Tallis. 2001. The sensitivity of peat-covered upland landscapes. **Catena 42**(2-4): 345-60.
Braun-Blanquet, J. 1979. **Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. H. Blume.
Breier, T.B.; F.T. Farah & S. Aguiar. 2001. Ocupação do nicho epifítico em bosques de *Pinus elliottii* na Serra do Mar, Itanhaém, SP, Brasil. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.146.
Breuninger, M.; W. Einig; E. Magel; E. Cardoso & R. Hampp. 2000. Mycorrhiza of Brazil pine (*Araucaria angustifolia* [Bert.] O. Ktze.). **Plant Biology 2**(1): 4-10.
Brewer, C.A. & W.K. Smith. 1997. Patterns of leaf surface wetness for montane and subalpine plants. **Plant, Cell and Environment 20**(1): 1-11.
Brewer, S.; R. Cheddadi; J.L. Beaulieu; M. Reille & 158 Data contributors. 2002. The spread of deciduous *Quercus* throughout Europe since the last glacial period. **Forest Ecology and Management 156**(1-3): 27-48.
Briggs, D. & S.M. Walters. 1997. **Plant variation and evolution**. 3ed. Cambridge University Press.
Brokaw, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. **In** S.T.A. Pickett & P.S. White eds., **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press. p.53-69.

Brown, A.D. 1990. El epifitismo en las selvas montanas del Parque Nacional "El Rey", Argentina: composición florística y patrón de distribución. **Revista de Biología Tropical 38**(2A): 155-66.
Brown, A.D. 1995a. Ecology and conservation of the Argentine montane forest. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.107-15. (Ecological Studies, 110).
Brown, A.D. 1995b. Fitogeografía y conservación de las selvas de montaña del noroeste de Argentina. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.663-72.
Brown, J.H. 1995. **Macroecology**. Chicago University Press.
Brown, J.H.; G.C. Stevens & D.M. Kaufman. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 597-623.
Brown, S. & A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology 6**(1): 1-32.
Brown, V.K. & T.R.E. Southwood. 1987. Secondary succession: patterns and strategies. **In** A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards eds., **Colonization, succession and stability**. Blackwell Scientific Publications. p.315-37.
Brown Jr., K.S. & A.N. Ab'Saber. 1979. Ice-forest refuges and evolution in the Neotropics: correlation of paleoclimatological, geomorphological and pedological data with modern biological endemism. **Paleoclimas** (5): 1-30.
Bruijnzeel, L.A. & J. Proctor. 1995. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.38-78. (Ecological Studies, 110).
Buckley, R.C.; R.T. Corlett & P.J. Grubb. 1980. Are the xeromorphic trees of tropical upper montane rain forests drought-resistant? **Biotropica 12**(2): 124-36.
Bueno, R.M. & R.M. Senna. 1992. Pteridófitas do Parque Nacional dos Aparados da Serra. I. Região do Paradouro. **Caderno de Pesquisa Série Botânica 4**(1): 5-12.
Bullock, J.M. & R.T. Clarke. 2000. Long distance seed dispersal by wind: measuring and modelling the tail of the curve. **Oecologia 124**(4): 506-21.
Burger, W.C. 1981. Why are there so many kinds of flowering plants? **BioScience 31**(8): 572, 577-81.
Burnham, R.J. & A. Graham. 1999. The history of neotropical vegetation: new developments and status. **Annals of the Missouri Botanical Garden 86**(2): 546-89.
Burrows, C.J. 1990. **Processes of vegetation change**. Unwin Hyman.
Bush, M.B. 1994. Amazonian speciation: a necessarily complex model. **Journal of Biogeography 21**(1): 5-17.
Bush, M.B. 2002. On the interpretation of fossil Poaceae pollen in the lowland humid neotropics. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 177**(1-2): 5-17.
Bush, M.B.; E. Moreno; P.E. De Oliveira; E. Asanza & P.A. Colinvaux. 2001a. The influence of biogeographic and ecological heterogeneity on Amazonian pollen spectra. **Journal of Tropical Ecology 17**(5): 729-43.
Bush, M.B.; M. Stute; M.-P. Ledru; H. Behling; P.A. Colinvaux; P.E. De Oliveira; E.C. Grimm; H. Hooghiemstra; S. Haberle; B.W. Leyden; M.-L. Salgado-Labouriau & R. Webb. 2001b. Paleotemperature estimates for the lowland Americas between 30°S and 30°N at the last glacial maximum. **In** V. Markgraf ed., **Interhemispheric climate linkages**. Academic Press. p.293-306.
Bush, M.B. & R. Rivera. 1998. Pollen dispersal and representation in a neotropical rain forest. **Global Ecology and Biogeography Letters 7**(5): 379-392.
Byer, M.D. & P.L. Weaver. 1977. Early secondary succession in an elfin woodland in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Biotropica 9**(1): 35-47.
Cabrera, A.L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. **Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería**. 2ed. Editorial Acme. v.2, fasc.1.
Cabrera, A.L. & A. Willink. 1980. **Biogeografía de América Latina**. 2ed. OEA.
Cain, M.L.; B.G. Milligan & A.E. Strand. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. **American Journal of Botany 87**(9): 1217-27.
Cain, S.A.; G.M.O. Castro; J.M. Pires & N.T. Silva. 1956. Application of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. **American Journal of Botany 43**(10): 911-41.
Câmara, I.G. s.d. **Plano de ação para a mata atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica.
Camerik, A.M. & M.J.A. Werger. 1981. Leaf characteristics of the flora of the high plateau of Itatiaia, Brasil. **Biotropica 13**(1): 39-48.
Cano, A.; K.R. Young; B. León & R.B. Foster. 1995. Composition and diversity of flowering plants in the upper montane forest of Manu National Park, southern Peru. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.271-80.
Caruso Jr., F. 1992. Geologia dos depósitos de conchas calcárias no estado de Santa Catarina. **Geosul 7**(14): 101-36.
Carvalho, L.M.T.; M.A.L. Fontes & A.T. Oliveira-Filho. 2000. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. **Plant Ecology 149**(1): 9-22.
Catling, P.M. & L.P. Lefkovitch. 1989. Associations of vascular epiphytes in a Guatemalan cloud forest. **Biotropica 21**(1): 35-40.
Cavelier, J. & C.A. Mejia. 1990. Climatic factors and tree stature in the elfin cloud forest of Serrania de Macuira, Colombia. **Agricultural and Forest Meteorology 53**(1-2): 105-23.
Cavelier, J. & G. Goldstein. 1989. Mist and fog interception in elfin cloud forests in Colombia and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology 5**(3): 309-22. [o termo "mist" só é usado no título; no texto, o trabalho trata de chuva e neblina].
Cavelier, J.; J. Estevez & B. Arjona. 1996. Fine-root biomass in three successional stages of an Andean cloud forest in Colombia. **Biotropica 28**(4b): 728-36.
Cavender-Bares, J. & N.M. Holbrook. 2001. Hydraulic properties and freezing-induced cavitation in sympatric evergreen and deciduous oaks with contrasting habitats. **Plant, Cell and Environment 24**(12): 1243-56.

Cavieres, L.A.; F. Rada; A. Azócar; C. García-Núñez & H.M. Cabrera. 2000. Gas exchange and low temperature resistance in two tropical high mountain tree species from the Venezuelan Andes. **Acta Oecologica 21**(3): 203-11.
Chabot, B.F. & D.J. Hicks. 1982. The ecology of leaf life spans. **Annual Review of Ecology and Systematics 13**: 229-59.
Chapman, G.P. 1996. **The biology of grasses**. CAB International.
Charles-Dominique, P. 1993. Speciation and coevolution: an interpretation of frugivory phenomena. **Vegetatio 107/108**: 75-84.
Chassot, A.I. & A.C.K.P. Regner. 1997. Editorial. **Episteme 2**(3): 5-7.
Churchill, S.P.; H. Balslev; E. Forero & J.L. Luteyn eds. 1995. **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden.
Citadini-Zanette, V. 1995. **Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de mata atlântica na microbacia do Rio Novo, Orleans, SC**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar.
Citadini-Zanette, V.; J.J. Soares & C.M. Martinello. 1997. Lianas de um remanescente florestal da microbacia do Rio Novo, Orleans, Santa Catarina, Brasil. **Insula** (26): 45-63.
Clark, D.A. & D.B. Clark. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological Monographs 62**(3): 315-44.
Clark, J.S.; B. Beckage; P. Camill; B. Cleveland; J. HilleRisLambers; J. Lichter; J. McLachlan; J. Mohan & P. Wyckoff. 1999a. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany 86**(1): 1-16.
Clark, J.S.; M. Silman; R. Kern; E. Macklin & J. HilleRisLambers. 1999b. Seed dispersal near and far: patterns across temperate and tropical forests. **Ecology 80**(5): 1475-94.
Clark, L.G. 1992. *Chusquea* sect. *Swallenochloa* (Poaceae: Bambusoideae) and allies in Brazil. **Brittonia 44**(4): 387-422.
Clark, P.U. & A.C. Mix. 2002. Ice sheets and sea level of the Last Glacial Maximum. **Quaternary Science Reviews 21**(1-3): 1-7.
Clark, P.U.; J.X. Mitrovica; G.A. Milne & M.E. Tamisiea. 2002. Sea-level fingerprinting as a direct test for the source of global meltwater pulse IA. **Science 295**(5564): 2438-41.
Clarke, P.J. & R.A. Kerrigan. 2000. Do forest gaps influence the population structure and species composition of mangrove stands in northern Australia? **Biotropica 32**(4a): 642-52.
Colinvaux, P.A.; P.E. De Oliveira & M.B. Bush. 2000. Amazonian and neotropical plant communities on glacial time-scales: the failure of the aridity and refuge hypotheses. **Quaternary Science Reviews 19**(1-5): 141-69.
Comes, H.P. & J.W. Kadereit. 1998. The effect of Quaternary climatic changes on plant distribution and evolution. **Trends in Plant Science 3**(11): 432-8.
Condit, R.; K. Watts; S.A. Bohlman; R. Pérez; R.B. Foster & S.P. Hubbell. 2000. Quantifying the deciduousness of tropical forest canopies under varying climates. **Journal of Vegetation Science 11**(5): 649-58.
Connell, J.H. & R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist 111**(982): 1119-44.
Conti, J.B. & S.A. Furlan. 1996. Geoecologia: o clima, os solos e a biota. **In** J.L.S. Ross org., **Geografia do Brasil**. Ed. da USP. p.67-207.
Corlett, R.T. 1987. Post-fire succession on Mt. Wilhelm, Papua New Guinea. **Biotropica 19**(2): 157-60.
Cowling, S.A.; M.A. Maslin & M.T. Sykes. 2001. Paleovegetation simulations of lowland Amazonia and implications for neotropical allopatry and speciation. **Quaternary Research 55**(2): 140-9.
Cowling, S.A. & M.T. Sykes. 1999. Physiological significance of low atmospheric CO_2 for plant-climate interactions. **Quaternary Research 52**(2): 237-42.
Coxson, D.S.; D.D. McIntyre & H.J. Vogel. 1992. Pulse release of sugars and polyols from canopy bryophytes in tropical montane rain forest (Guadeloupe, French West Indies). **Biotropica 24**(2a): 121-33.
Crawley, M.J. 1986. The structure of plant communities. **In** M.J. Crawley ed., **Plant ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.1-50.
Cronquist, A. 1981. **An integrated system of classification of flowering plants**. Columbia University Press.
Cronquist, A. 1988. **The evolution and classification of flowering plants**. 2ed. New York Botanical Garden.
Cruz, O. 2000. Studies on the geomorphic processes of overland flow and mass movements in the Brazilian geomorphology. **Revista Brasileira de Geociências 30**(3): 504-7.
Cuevas, J.G. 2000. Tree recruitment at the *Nothofagus pumilio* alpine timberline in Tierra del Fuego, Chile. **Journal of Ecology 88**(5): 840-55.
Cullen, L.E.; G.H. Stewart; R.P. Duncan & J.G. Palmer. 2001. Disturbance and climate warming influences on New Zealand *Nothofagus* tree-line population dynamics. **Journal of Ecology 89**(6): 1061-71.
Cunningham, S.A.; B. Summerhayes & M. Westoby. 1999. Evolutionary divergence in leaf structure and chemistry, comparing rainfall and soil nutrient gradients. **Ecological Monographs 69**(4): 569-88.
Curran, L.M.; I. Caniago; G.D. Paoli; D. Astianti; M. Kusneti; M. Leighton; C.E. Nirarita & H. Haeruman. 1999. Impact of El Niño and logging on canopy tree recruitment in Borneo. **Science 286**(5447): 184-8.
Custodio Filho, A. 1989. Flora da Estação Biológica de Boracéia – listagem de espécies. **Revista do Instituto Florestal 1**(1): 161-99.
Dalling, J.W. 1994. Vegetation colonization of landslides in the Blue Mountains, Jamaica. **Biotropica 26**(4): 392-9.
Dansereau, P. 1947. Notas sôbre a biogeografia de uma parte da Serra do Mar. **Revista Brasileira de Geografia 9**(4): 497-520.
Dansereau, P. 1966. Studies on the vegetation of Puerto Rico. I. Description and integration of the plant-communities. **Institute of Caribbean Science Special Publication** (1): 3-45, + apêndices, tabelas, 118 fotografias, 73 diagramas, 6 mapas.
Davies, C.P. & P.L. Fall. 2001. Modern pollen precipitation from an elevational transect in central Jordan and its relationship to vegetation. **Journal of Biogeography 28**(10): 1195-1210.
Dawson, J.W. 1980. Middle-latitude rainforests in the southern hemisphere. **Biotropica 12**(2): 159-60.
Dean, W. 1996. **A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das Letras.
de la Sota, E.R. 1971. El epifitismo y las pteridofitas en Costa Rica (America Central). **Nova Hedwigia 21**(2-4): 401-65.

Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. **Botanical Review 67**(2): 121-40.
Denslow, J.S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica 12**(2, suppl.): 47-55.
Denslow, J.S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics 18**: 431-51.
Denslow, J.S. 1996. Functional group diversity and responses to disturbance. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.127-51. (Ecological Studies, 122).
Denslow, J.S. & G.S. Hartshorn. 1994. Tree-fall gap environments and forest dynamic processes. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.120-7.
De Oliveira, P.E. 2000. Esfriamento glacial e expansão de florestas úmidas e frias no último máximo glacial da Amazônia. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.396-8.
Dilcher, D. 2000. Toward a new synthesis: major evolutionary trends in the angiosperm fossil record. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(13): 7030-6.
Dilcher, D.L. 1996. La importancia del origen de las angiospermas y como formaron el mundo alrededor de ellas. **VI Congreso Latinoamericano de Botánica. Conferencias**. Royal Botanic Gardens, Kew. p.29-48.
Dillon, M.O.; A. Sagástegui A.; I. Sánchez V.; S. Llata Q. & N. Hensold. 1995. Floristic inventory and biogeographic analysis of montane forests in northwestern Peru. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.251-69.
Dinerstein, E.; D.M. Olson; D.J. Graham; A.L. Webster; S.A. Primm; M.P. Bookbinder & G. Ledec. 1995. **A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean**. The World Bank & WWF.
Dislich, R. & W. Mantovani. 1998. A flora de epífitas vasculares da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 17**: 61-83.
Dittrich, V.A.O.; C. Kozera & S. Menezes-Silva. 1999. Levantamento florístico dos epífitos vasculares do Parque Barigüi, Curitiba, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (52): 11-21.
Dodd, M.E.; J. Silvertown & M.W. Chase. 1999. Phylogenetic analysis of trait evolution and species diversity variation among angiosperm families. **Evolution 53**(3): 732-44.
Duarte, A.P. 1973. Tentativa para explicar a ocorrência de duas espécies de *Podocarpus* no Brasil. **Brasil Florestal 4**(13): 53-66.
Duarte, L.S. & L.R. Dillenburg. 2000. Ecophysiological responses of *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) seedlings to different irradiance levels. **Australian Journal of Botany 48**(4): 531-7.
Dubois, J. 1970. Características e distribuição geográfica das florestas naturais de folhosas no Brasil; reflorestamento para produção de madeira de serraria: tendências e possibilidades. **Silvicultura em São Paulo 7**: 111-26.
Dudley, E.C. 1978. Adaptive radiation in the Melastomataceae along an altitudinal gradient in Peru. **Biotropica 10**(2): 134-43.
Dusén, P.K.H. 1955. Contribuições para a flora do Itatiaia. **Parque Nacional do Itatiaia. Boletim** (4): 1-91. [tradução de 2 artigos, publicados em alemão em 1909, no Arkiv for Botanik 8(7): 1-26, +estampas; 9(5): 1-50, +estampas].
Durrant, D. & R. Boswell. 2002. Comparison of crown density assessments on trees within the stand and on ride edges within the forest. **Forest Ecology and Management 157**(1-3): 1-6.
Eamus, D. 1999. Ecophysiological traits of deciduous and evergreen woody species in the seasonally dry tropics. **Trends in Ecology & Evolution 14**(1): 11-6.
Eamus, D. & L. Prior. 2001. Ecophysiology of trees of seasonally dry tropics: comparisons among phenologies. **Advances in Ecological Research 32**: 113-97.
Egerton, J.J.G.; J.C.G. Banks; A. Gibson; R.B. Cunningham & M.C. Ball. 2000. Facilitation of seedling establishment: reduction in irradiance enhances winter growth of *Eucalyptus pauciflora*. **Ecology 81**(5): 1437-49.
Eiten, G. 1983. **Classificação da vegetação do Brasil**. CNPq.
Eiten, G. 1992. Natural Brazilian vegetation types and their causes. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 64**(supl. 1): 35-65.
Ellison, L. & J.E. Coaldrake. 1954. Soil mantle movement in relation to forest clearing in southeastern Queensland. **Ecology 35**(3): 380-8.
Enright, N.J.; J. Ogden & L.S. Riggs. 1999. Dynamics of forests with *Araucariaceae* in the western Pacific. **Journal of Vegetation Science 10**(6): 793-804.
Eriksson, O. 2000. Seed dispersal and colonization ability of plants – assessment and implications for conservation. **Folia Geobotanica 35**(2): 115-23.
Eriksson, O. & B. Bremer. 1992. Pollination systems, dispersal modes, life forms, and diversification rates in angiosperm families. **Evolution 46**(1): 258-66.
Estabrook, E.M. & J.I. Yoder. 1998. Plant-plant communications: rhizosphere signaling between parasitic angiosperms and their hosts. **Plant Physiology 116**(1): 1-7.
Ettema, C.H. & D.A. Wardle. 2002. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 177-83.
Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica 12**(2,suppl.): 2-7.
Ewel, J. 1983. Succession. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.217-23. (Ecosystems of the world, 14A).
Ewel, J.J. & S.W. Bigelow. 1996. Plant life-forms and tropical ecosystem function. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.101-26. (Ecological Studies, 122).
Fagan, W.F. & J.G. Bishop. 2000. Trophic interactions during primary succession: herbivores slow a plant reinvasion at Mount St. Helens. **American Naturalist 155**(2): 238-51.
Falkenberg, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula** (28): 1-30.
Falkenberg, D.B. [em preparação]. Análise crítica, com ênfase para o sul do Brasil, da classificação da vegetação brasileira proposta pelo Projeto Radambrasil.

Falkenberg, D.B. & J.C. Voltolini. 1995. The montane cloud forest in southern Brazil. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag, p.138-49. (Ecological Studies, 110).
Farquhar, G.D. 1997. Carbon dioxide and vegetation. **Science 278**(5342): 1411.
Feild, T.S.; M.A. Zwieniecki; M.J. Donoghue & N.M. Holbrook. 1998. Stomatal plugs of *Drimys winteri* (Winteraceae) protect leaves from mist but not drought. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 95**(24): 14256-9.
Feild, T.S.; M.A. Zwieniecki & N.M. Holbrook. 2000. Winteraceae evolution: an ecophysiological perspective. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(3): 323-34.
Feild, T.S.; T. Brodribb & N.M. Holbrook. 2002. Hardly a relict: freezing and the evolution of vesselless wood in Winteraceae. **Evolution 56**(3): 464-78.
Feild, T.S. & T.E. Dawson. 1998. Water sources used by *Didymopanax pittieri* at different life stages in a tropical cloud forest. **Ecology 79**(4): 1448-52.
Fernandes, A. 1994. **Conjuntos vegetacionais brasileiros**. Editado pelo autor.
Fernandes, A. 1998. **Fitogeografia brasileira**. Multigraf.
Fernandes, A.G. & P. Bezerra. 1990. **Estudo fitogeográfico do Brasil**. Stylus Comunicações.
Fernandes, I. 2000. Taxonomia dos representantes de Dicksoniaceae no Brasil. **Pesquisas, Botânica** (50): 5-26.
Ferraz, E.M.N. 2002. Panorama da Floresta Atlântica no estado de Pernambuco. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.23-6.
Ferreira, A.G. & B.E. Irgang. 1979. Regeneração natural de *Araucaria angustifolia* nos Aparados da Serra – RS. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil – XXX Congresso Nacional de Botânica**. SBB. p.225-30.
Ferren Jr., W.R.; P.L. Fiedler & R.A. Leidy. 1996. Wetlands of California, part I: history of wetland habitat classification. **Madroño 43**(1, suppl.): 105-24. [partes 2 e 3, sobre banhados costeiros, com +2 autores: p.125-82 e p.183-243].
Ferri, M.G. 1974. **Ecologia. Temas e problemas brasileiros**. Ed. Itatiaia & Ed. da USP.
Ferri, M.G. 1980. **Vegetação brasileira**. Ed. Itatiaia & Ed. da USP.
Finckh, M. & A. Paulsch. 1995. *Araucaria araucana* – Die ökologische Strategie einer Reliktkonifere. **Flora 190**(4): 365-82.
Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology & Evolution 11**(3): 119-24.
Flaccus, E. 1959. Revegetation of landslides in the White Mountains of New Hampshire. **Ecology 40**(4): 692-703.
Flaster, B. 1971. Cornáceas. **Flora Ilustrada Catarinense** (CORN): 1-16.
Flenley, J.R. 1992. Ultraviolet-B insolation and the altitudinal forest limit. **In** P.A. Furley, J. Proctor & J.A. Ratter eds., **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. Chapman & Hall. p.273-82.
Flenley, J.R. 1995. Cloud forest, the Massenerhebung effect, and ultraviolet insolation. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.150-5. (Ecological Studies, 110).
Flenley, J.R. 1998. Tropical forests under the climates of the last 30,000 years. **Climate Change 39**: 177-97.
Fontoura, T.; L.S. Sylvestre; A.M.S.F. Vaz & C.M. Vieira. 1997. Epífitas vasculares, hemiepífitas e hemiparasitas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.89-101.
Foster, B.L. & D. Tilman. 2000. Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach. **Plant Ecology 146**(1): 1-10.
Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth-Science Reviews 55**(1-2): 73-106.
Frahm, J.-P. & S.R. Gradstein. 1991. An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. **Journal of Biogeography 18**(6): 669-78.
Frak, E. & J.-F. Ponge. 2002. The influence of altitude on the distribution of subterranean organs and humus components in *Vaccinium myrtillus* carpets. **Journal of Vegetation Science 13**(1): 17-26.
Freiberg, M. & E. Freiberg. 2000. Epiphyte diversity and biomass in the canopy of lowland and montane forests of Ecuador. **Journal of Tropical Ecology 16**(5): 673-88.
Freitas, H.A.; L.C.R. Pessenda; R. Aravena; S.E.M. Gouveia; A.S. Ribeiro & R. Boulet. 2001. Late Quaternary vegetation dynamics in the southern Amazon basin inferred from carbon isotopes in soil organic matter. **Quaternary Research 55**(1): 39-46.
Frizano, J.; A.H. Johnson; D.R. Vann & F.N. Scatena. 2002. Soil phosphorus fractionation during forest development on landslide scars in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. **Biotropica 34**(1): 17-26.
Fuentes, M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 487-8.
Fundação SOS Mata Atlântica. 1992. **Dossiê Mata Atlântica 1992**. Fundação SOS Mata Atlântica.
Garcia, R.J.F. & J.R. Pirani. 2001. Estudo florístico dos componentes arbóreo e arbustivo da mata do Parque Santo Dias, São Paulo, SP, Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 19**: 15-42.
Garneau, D. 1992. Um novo mapa da vegetação do mundo: as classes de formação da América do Sul. **Anais do 2° Congresso Nacional sobre Essências Nativas**. p.382-5.
Gaston, K.J.; T.M. Blackburn; J.J.D. Greenwood; R.D. Gregory; R.M. Quinn & J.H. Lawton. 2000. Abundance-occupancy relationships. **Journal of Applied Ecology 37**(Suppl. 1): 39-59.
Gehring, C.A. & T.G. Whitham. 1994. Interactions between aboveground herbivores and the mycorrhizal mutualists of plants. **Trends in Ecology & Evolution 9**(7): 251-5.
Gentry, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology 15**: 1-84.
Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographic gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden 75**(1): 1-34.

Gentry, A.H. 1991. The distribution and evolution of climbing plants. **In** F.E. Putz & H.A. Mooney eds., **The biology of vines**. Cambridge University Press. p.3-49.
Gentry, A.H. 1992. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. **Oikos 63**(1): 19-28.
Gentry, A.H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.103-26.
Gentry, A.H. & C. Dodson. 1987a. Contribution of nontrees to species richness of a tropical rain forest. **Biotropica 19**(2): 149-56.
Gentry, A.H. & C.H. Dodson. 1987b. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of the Missouri Botanical Garden 74**(2): 205-33.
Giraldo-Cañas, D. 1993. Flora, structure and composition of a secondary fragmented forest in Antioquia, Colombia. **AAU Reports 31**: 42.
Giulietti, A.M. & E. Forero. 1990. "Workshop" diversidade taxonômica das angiospermas brasileiras. Introdução. **Acta Botanica Brasilica 4**(1): 3-10.
Giulietti, A.M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & N.L. Menezes. s.d. **BIB-111 Morfologia de fanerógamas I**. Apostila do curso teórico, Departamento de Botânica da USP.
Giulietti, A.M.; R.M. Harley; L.P. Queiroz; M.G.L. Wanderley & J.R. Pirani. 2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.311-8.
Gleissner, P. 1999. Arrangement of reproductive elements in some temperate deciduous tree species. **Systematics and Geography of Plants 68**(1-2): 95-111. [continuação do Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.].
Glenn-Lewin, D.C. & E. van der Maarel. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. **In** D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet & T.T. Veblen eds., **Plant succession: theory and prediction**. Chapman & Hall. p.11-59.
Golley, F.B.; J.T. McGinnis; R.G. Clements; G.I. Child & M.J. Duever. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. E.P.U. & Ed. da USP.
Gonzaga de Campos, L.F. 1912. **Mappa florestal**. Ministerio da Agricultura, Industria e Commercio. [edição fac-similar da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 1987].
González-Espinosa, M.; P.F. Quintana-Ascencio; N. Ramírez-Marcial & P. Gaytán-Guzmán. 1991. Secondary succession in disturbed *Pinus-Quercus* forests in the highlands of Chiapas, Mexico. **Journal of Vegetation Science 2**: 351-60.
Gradstein, S.R.; S.P. Churchill & N. Salazar-Allen. 2001. Guide to briophytes of tropical America. **Memoirs of the New York Botanical Garden 86**: 1-577.
Gradstein, S.R. & T. Pocs. 1989. Bryophytes. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.311-25. (Ecosystems of the world, 14B).
Grau, H.R. & A.D. Brown. 1995. Patterns of tree species diversity along latitudinal and altitudinal gradients in the Argentinean subtropical montane forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.295-300.
Green, T.G.A. & G.T. Jane. 1983. Diurnal patterns of water potential in the evergreen cloud forests of the Kaimai Ranges, North Island, New Zealand. **New Zealand Journal of Botany 21**(4): 379-89.
Greene, D.F. & E.A. Johnson. 1995. Long-distance wind dispersal of tree seeds. **Canadian Journal of Botany 73**(7): 1036-45.
Grinnell, J. 1922. The role of the "accidental". **Auk 39**: 373-80.
Grubb, P.J. 1971. Interpretation of the "Massenerhebung" effect on tropical mountains. **Nature 229**: 44-5.
Grubb, P.J. 1977a. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews 52**(1): 107-45.
Grubb, P.J. 1977b. Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. **Annual Review of Ecology and Systematics 8**: 83-107.
Grubb, P.J. 1992. A positive distrust in simplicity – lessons from plant defences and from competition among plants and among animals. **Journal of Ecology 80**(4): 585-610.
Grubb, P.J. & E.V.J. Tanner. 1976. The montane forests and soils of Jamaica: a reassessment. **Journal of the Arnold Arboretum 57**(3): 313-68.
Grubb, P.J.; J.R. Lloyd; T.D. Pennington & T.C. Whitmore. 1963. A comparison of montane and lowland rain forest in Ecuador. I. The forest structure, physiognomy, and floristics. **Journal of Ecology 51**(3): 567-601.
Guariguata, M.R. 1990. Landslide disturbance and forest regeneration in the upper Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Journal of Ecology 78**(3): 814-32.
Guariguata, M.R. & R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management 148**(1-3): 185-206.
Gubert Filho, F.A. 1993. A tipologia florestal determinada pelo fator antrópico. **Anais do 1° Congresso Florestal Panamericano**. SBS & SBEF. v.1, p.1-5.
Guedes-Bruni, R.R. 1997. Mountain ranges of Rio de Janeiro. South-eastern Brazil. **In** S.D. Davis, V.H. Heywood, O. Herrera-MacBryde, J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton eds., **Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. Volume 3. The Americas**. WWF & IUCN. p.376-80.
Guedes-Bruni, R.R. & H.C. Lima. 1996. Serranias do estado do Rio de Janeiro – o conhecimento florístico atual e as implicações para a conservação da diversidade na mata atlântica. **Eugeniana** (22): 9-22.
Guedes-Bruni, R.R. & M.P.M. Lima. 1994. Abordagem geográfica, fitofisionômica, florística e taxonômica da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** M.P.M. Lima & R.R. Guedes-Bruni orgs., **Reserva Ecológica de Macaé de Cima. Nova Friburgo – RJ. Aspectos floristicos das espécies vasculares**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. v.1, p.17-54.

Guedes-Bruni, R.R.; S.V.A. Pessoa & B.C. Kurtz. 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.127-45.

Guevara, S.; J. Laborde & G. Sánchez. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? **Selbyana 19**(1): 34-43.

Guevara, S.; J. Meave; P. Moreno-Casasola & J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. **Journal of Vegetation Science 3**(5): 655-64.

Guevara, S.; S. Purata & E. van der Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio 66**(2): 77-84.

Gugerli, F. & R. Holderegger. 2001. Nunatak survival, *tabula rasa* and the influence of the Pleistocene ice-ages on plant evolution in mountain areas. **Trends in Plant Science 6**(9): 397-8.

Haber, W.A. 1991. Lista provisional de las plantas de Monteverde, Costa Rica. **Brenesia** (34): 63-120.

Haberle, S.G. & M.A. Maslin. 1999. Late Quaternary and climate change in the Amazon Basin based on a 50,000 year pollen record from the Amazon fan, ODP Site 932. **Quaternary Research 51**(1): 27-38.

Hamilton, L.S.; J.O. Juvik & F.N. Scatena eds. 1995a. **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. (Ecological Studies, 110).

Hamilton, L.S.; J.O. Juvik & F.N. Scatena. 1995b. The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: introduction and workshop synthesis. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag, p.1-23. (Ecological Studies, 110).

Hamrick, J.L.; M.J.W. Godt & S.L. Sherman-Broyles. 1995. Gene flow among plant populations: evidence from genetic markers. **Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 53**: 215-32.

Hansen, A.J. & F. di Castri eds. 1992. **Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows**. Springer-Verlag. (Ecological Studies, 92).

Harcombe, P.A. 1980. Soil nutrient loss as a factor in early tropical secondary succession. **Biotropica 12**(2,suppl.): 8-15.

Harley, R.M. 1995. Introdução. **In** B.L. Stannard ed., **Flora of the Pico das Almas. Chapada Diamantina – Bahia, Brazil**. Royal Botanic Gardens, Kew. p.43-76.

Harper, J.L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press.

Hartshorn, G.S. 1980. Neotropical forest dynamics. **Biotropica 12**(2, suppl.): 23-30.

Hartshorn, G.S. & B.E. Hammel. 1994. Vegetation types and floristic patterns. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.73-89.

Hegarty, E.E. 1989. The climbers – lianes and vines. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.339-53. (Ecosystems of the world, 14B).

Hegarty, E.E. & G. Caballé. 1991. Distribution and abundance of vines in forest communities. **In** F.E. Putz & H.A. Mooney eds., **The biology of vines**. Cambridge University Press. p.313-35.

Heikkilä, J.; S. Nevalainen & T. Tokola. 2002. Estimating defoliation in boreal coniferous forests by combining Landsat TM, aerial photographs and field data. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 9-23.

Hengeveld, R. 1990. **Dynamic biogeography**. Cambridge University Press.

Hering, K.G. 1994. **Diversidade e manejo da floresta atlântica**. Paralelo 27.

Heringer, I. & A.V.Á. Jacques. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta - campo. **Ciência Rural 31**(6): 1085-90.

Hernández L., L. 1995. La flora endémica de la Sierra de Manantlán, Jalisco-Colima, México: observaciones preliminares. **Sida, Botanical Miscellany** (13): 72-81.

Herrera, C.M. 1989. Seed dispersal by animals: a role in angiosperm diversification? **American Naturalist 133**(3): 309-22.

Herrera, C.M. 1992. Interspecific variation in fruit shape: allometry, phylogeny, and adaptation to dispersal agents. **Ecology 73**(5): 1832-41.

Heyerdahl, E.K. & V. Card. 2000. Implications of paleorecords for ecosystem management. **Trends in Ecology & Evolution 15**(2): 49-50.

Hicks, S. 2001. The use of annual arboreal pollen deposition values for delimiting tree-lines in the landscape and exploring models of pollen dispersal. **Review of Palaeobotany and Palinology 117**(1-3): 1-29.

Hietz, P. & O. Briones. 1998. Correlation between water relations and within-canopy distribution of epiphytic ferns in a Mexican cloud forest. **Oecologia 114**(3): 305-16.

Hietz, P. & U. Hietz-Seifert. 1995a. Composition and ecology of vascular epiphyte communities along an altitudinal gradient in central Veracruz, Mexico. **Journal of Vegetation Science 6**(4): 487-98.

Hietz, P. & U. Hietz-Seifert. 1995b. Structure and ecology of epiphyte communities of a cloud forest in central Veracruz, Mexico. **Journal of Vegetation Science 6**(5): 719-28.

Hietz-Seifert, U.; P. Hietz & S. Guevara. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. **Biological Conservation 75**(2): 103-11.

Hingston, A.B. & P.B. McQuillan. 2000. Are pollination syndromes useful predictors of floral visitors in Tasmania? **Austral Ecology 25**(6): 600-9.

Hiruma, S.T.; C. Riccomini & M.C. Modenesi-Gauttieri. 2001. Neotectônica no Planalto de Campos do Jordão, SP. **Revista Brasileira de Geociências 31**(3): 375-84.

Hodge, S.S.; M.H. Queiroz & A. Reis. 1997. Brazil's national Atlantic forest policy: a challenge for state-level environmental planning. The case of Santa Catarina, Brazil. **Journal of Environmental Planning and Management 40**(3): 335-48.

Hofstede, R.G.M.; K.J.M. Dickinson & A.F. Mark. 2001. Distribution, abundance and biomass of epiphyte-lianoid communities in a New Zealand lowland *Nothofagus*-podocarp temperate rain forest: tropical comparisons. **Journal of Biogeography 28**(8): 1033-49.

Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica 31**(2): 229-42.
Holl, K.D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology 90**(1): 179-87.
Hooghiemstra, H. & T. van der Hammen. 1998. Neogene and Quaternary development of the neotropical rain forest: the forest refugia hypothesis, and a literature overview. **Earth-Science Reviews 44**(3-4): 147-83.
Hooper, D.U.; D.E. Bignell; V.K. Brown; L. Brussaard; J.M. Dangerfield; D.H. Wall; D.A. Wardle; D.C. Coleman; K.E. Giller; P. Lavelle; W.H. Van der Putten; P.C. Ruiter; J. Rusek; W.L. Silver; J.M. Tiedje & V. Wolters. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. **BioScience 50**(12): 1049-61.
Horn, H.S. 1974. The ecology of secondary succession. **Annual Review of Ecology and Systematics 5**: 25-37.
Howard, D.J. 1993. Small populations, inbreeding, and speciation. **In** N.W. Thornhill ed., **The natural history of inbreeding and outbreeding**. University of Chicago Press. p.118-42.
Howard, R.A. 1968. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico, 1. Introduction and composition studies. **Journal of the Arnold Arboretum 49**(4): 381-418.
Howe, H.F. 1993a. Specialized and generalized dispersal systems: where does 'the paradigm' stand? **Vegetatio 107/108**: 3-13.
Howe, H.F. 1993b. Aspects of variation in a neotropical seed dispersal system. **Vegetatio 107/108**: 149-62.
Howe, H.F. & J. Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics 13**: 201-28.
Howe, H.F. & L.C. Westley. 1986. Ecology of pollination and seed dispersal. **In** M.J. Crawley ed., **Plant ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.185-215.
Hubbell, S.P.; R.B. Foster; S.T. O'Brien; K.E. Harms; R. Condit; B. Wechsler; S.J. Wright & S.L. de Lao. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science 283**(5401): 554-7.
Hueck, K. 1953. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP, Botânica** (10): 5-24.
Hueck, K. 1972. **As florestas da América do Sul**. Polígono & Ed. da UnB.
Huggett, R.J. 1998. Soil chronosequences, soil development, and soil evolution: a critical review. **Catena 32**(3-4): 155-72.
Hughes, L.; M. Dunlop; K. French; M.R. Leishman; B. Rice; L. Rodgerson & M. Westoby. 1994. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attributes. **Journal of Ecology 82**: 933-50.
Hulton, N.R.J.; R.S. Purves; R.D. McCulloch; D.E. Sugden & M.J. Bentley. 2002. The Last Glacial Maximum and deglaciation in southern South America. **Quaternary Science Reviews 21**(1-3): 233-41.
Huntley, B. 1993. The use of climate response surfaces to reconstruct palaeoclimate from Quaternary pollen and plant macrofossil data. **Philosofical Transactions of the Royal Society of London, series B, 341**(1297): 215-24.
Husband, B.C. & S.C.H. Barrett. 1996. A metapopulation perspective in plant population biology. **Journal of Ecology 84**(3): 461-9.
Imaguire, N. 1979/1980. Contribuição ao estudo florístico e ecológico da Fazenda Experimental do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. 1, 2 e 3. **Acta Biológica Paranaense 8/9**: 19-45, 47-72 e 73-105.
Imaguire, N. 1985. Contribuição ao estudo florístico e ecológico da Fazenda Experimental do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. 4 e 5. **Revista do Setor de Ciência Agrárias 7**(1-2): 11-26 e 27-42.
Inoue, M.T. & D.V. Torres. 1980. Comportamento do crescimento de mudas de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. em dependência da intensidade luminosa. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.75-7.
Irgang, B.E. 1983. A situação florestal do Rio Grande do Sul. **Revista do Serviço Público 111**(4): 33-5.
Islebe, G.A. 1993. Lista de la flora del bosque subalpino de los Altos Cuchumatanes, Guatemala. **Brenesia** (39-40): 131-5.
Ivanauskas, N.M. & R.R. Rodrigues. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 23**(3): 291-304.
Jackson, S.T. & M.E. Lyford. 1999. Pollen dispersal models in Quaternary plant ecology: assumptions, parameters, and prescriptions. **Botanical Review 65**(1): 39-75.
Jacobs, B.F.; J.D. Kingston & L.L. Jacobs. 1999. The origin of grass-dominated ecosystems. **Annals of the Missouri Botanical Garden 86**(2): 590-643.
Jakobi, H. 1977. Ökosysteme Ostparanas. **Biogeographica 8**: 43-67.
Janos, D.P. 1980. Mycorrhizae influence tropical succession. **Biotropica 12**(2, suppl.): 56-64.
Janzen, D.H. 1973. Rate of regeneration after a tropical high elevation fire. **Biotropica 5**(2): 117-22.
Janzen, D.H. 1980. **Ecologia vegetal nos trópicos**. E.P.U. & Ed. da USP. (Temas de Biologia, 7).
Jarenkow, J.A. 1994. **Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.
Jarenkow, J.A. 1999. Tipologias florestais com araucária no sul do Brasil. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.299.
Jarenkow, J.A. & L.R.M. Baptista. 1987. Composição florística e estrutura da mata com araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. **Napaea** (3): 9-18.
Jobbágy, E.G. & R.B. Jackson. 2000. Global controls of forest line elevation in the northern and southern hemispheres. **Global Ecology and Biogeography 9**(3): 253-68.
Johnson, P.N. 2001. Vegetation recovery after fire on a southern New Zealand peatland. **New Zealand Journal of Botany 39**(2): 251-67.
Jolly, D. & A. Haxeltine. 1997. Effect of low glacial atmospheric CO_2 on tropical African montane vegetation. **Science 276**(5313): 786-8.
Joly, A.B. 1970. **Conheça a vegetação brasileira**. Ed. da USP & Polígono.

Joly, C.A.; H.F. Leitão Filho & S.M. Silva. 1991. O patrimônio florístico. The floristic heritage. **In** I.G. Câmara coord., **Mata atlântica. Atlantic rain forest**. Ed. Index e Fundação S.O.S. Mata Atlântica. p.94-125.

Joly, C.A.; M.P.M. Aidar; C.A. Klink; D.G.McGrath; A.G. Moreira; P. Moutinho; D.C. Nepstad; A.A. Oliveira; A. Pott; M.J.N. Rodal & E.V.S.B. Sampaio. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science 51**(5/6): 331-48.

Jordan, C.F. 1991. Nutrient cycling processes and tropical forest management. **In** A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore & M. Hadley eds., **Rain forest regeneration and management**. UNESCO & Parthenon. p.159-80. (Man and the Biosphere, 6).

Judziewicz, E.J.; L.G. Clark; X. Londoño & M.J. Stern. 1999. **American bamboos**. Smithsonian Institution Press.

Justus, J.O.; M.L.A. Machado & M.S.M. Franco. 1986. Geomorfologia. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.313-404, 1 mapa.

Kageyama, P. & N.M. Lepsch-Cunha. 2001. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.199-214.

Kappelle, M. 1991. Distribución altitudinal de la vegetación del Parque Nacional Chirripó, Costa Rica. **Brenesia** (36): 1-14.

Kappelle, M. 1993. Recovery following clearing of an upper montane *Quercus* forest in Costa Rica. **Revista de Biologia Tropical 41**: 47-56.

Kappelle, M. & A.D. Brown eds. 2002. **Bosques nublados del neotropico**.

Kappelle, M.; J.-G. Van Uffelen & A.M. Cleef. 1995a. Altitudinal zonation of montane *Quercus* forests along two transects in Chirripó National Park, Costa Rica. **Vegetatio 119**(2): 119-53.

Kappelle, M. & L. van Omme. 1997. Lista de las plantas de los bosques nubosos subalpinos de la Cordillera de Talamanca en Costa Rica. **Brenesia** (47-48): 55-71.

Kappelle, M. & M.E. Leal. 1996. Changes in leaf morphology and foliar nutrient status along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. **Biotropica 28**(3): 331-44.

Kappelle, M. & N. Zamora. 1995. Changes in woody species richness along an altitudinal gradient in Talamancan montane *Quercus* forests, Costa Rica. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.135-48.

Kappelle, M.; N. Zamora & T. Flores. 1991. Flora leñosa de la zona alta (2000 - 3819 m) de la Cordillera de Talamanca, Costa Rica. **Brenesia** (34): 121-44.

Kappelle, M.; P.A.F. Kennis & R.A.J. de Vries. 1995b. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. **Biodiversity and Conservation 4**(1): 10-34.

Kappelle, M.; T. Geuze; M.E. Leal & A.M. Cleef. 1996. Successional age and forest structure in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. **Journal of Tropical Ecology 12**(5): 681-98.

Karlén, W.; J.L. Fastook; K. Holmgren; M. Malmström; J.A. Matthews; E. Odada; J. Risberg; G. Rosqvist; P. Sandgren; A. Shemesh & L.-O. Westerberg. 1999. Glacier fluctuations on Mount Kenya since ~6000 cal. years BP: implications for Holocene climatic change in Africa. **Ambio 28**(5): 409-18.

Katinas, L.; J.J. Morrone & J.V. Crisci. 1999. Track analysis reveals the composite nature of the Andean biota. **Australian Journal of Botany 47**(1): 111-30.

Kellman, M. & R. Tackaberry. 1997. **Tropical environments. The functioning and management of tropical ecosystems**. Routledge.

Kellogg, E.A. 2000. The grasses: a case study in macroevolution. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 217-38.

Kelly, D.L.; E.V.J. Tanner; E.M. Nic Lughadha & V. Kapos. 1994. Floristics and biogeography of a rain forest in the Venezuelan Andes. **Journal of Biogeography 21**: 421-40.

Kelly, E.F.; O.A. Chadwick & T.E. Hilinski. 1998. The effect of plants on mineral weathering. **Biogeochemistry 42**(1-2): 21-53.

Kent, M. & P. Coker. 1998. **Vegetation description and analysis. A practical approach**. John Wiley & Sons.

Ker, J.C.; J.A. Almeida; P.J. Fasolo & D.P. Hochmüller. 1986. Pedologia. Levantamento exploratório de solos. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.405-540, 1 mapa.

Kershaw, P. & B. Wagstaff. 2001. The southern conifer family Araucariaceae: history, status, and value for paleoenvironmental reconstruction. **Annual Review of Ecology and Systematics 32**: 397-414.

Kersten, R.A. & S.M. Silva. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 24**(2): 213-26.

Kessler, E. ed. 1999. Research for mountain area development: Africa and Asia. **Ambio 28**(5): 381-461.

Kessler, M. 2000a. Altitudinal zonation of Andean cryptogam communities. **Journal of Biogeography 27**(2): 275-82.

Kessler, M. 2000b. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. **Plant Ecology 149**(2): 181-93.

Kessler, M.; B.S. Parris & E. Kessler. 2001. A comparison of the tropical montane pteridophyte floras of Mount Kinabalu, Borneo, and Parque Nacional Carrasco, Bolivia. **Journal of Biogeography 28**(5): 611-22.

Kikuzawa, K. 1991. A cost-benefit analysis of leaf habit and leaf longevity of trees and their geographical pattern. **American Naturalist 138**(5): 1250-63.

Kikuzawa, K. 1995. Leaf phenology as an optimal strategy for carbon gain in plants. **Canadian Journal of Botany 73**(2): 158-63.

Kim, A.C. 1996. **Lianas da Mata Atlântica do estado de São Paulo**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Biologia Vegetal da Unicamp.

Kitzberger, T.; D.F. Steinaker & T.T. Veblen. 2000. Effects of climatic variability on facilitation of tree establishment in northern Patagonia. **Ecology 81**(7): 1914-24.

Kjerfve, B. & L.D. Lacerda. 1992. Variação relativa do nível do mar. **Ciência Hoje 14**(81): 61-5.

Klein, R.M. 1960. O aspeto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia 12**(12): 17-44, +4 pranchas.

Klein, R.M. 1963. Observações e considerações sôbre a vegetação do Planalto Nordeste Catarinense. **Sellowia 15**(15): 39-56.
Klein, R.M. 1967a. Aspectos predominantes da vegetação sul-brasileira. **Anais do XV Congresso Nacional de Botânica**. Gráfica da UFRGS. p.255-76.
Klein, R.M. 1967b. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (AQUI): 11,18,22,37,40,44.
Klein, R.M. 1971. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (CORN): 9,11.
Klein, R.M. 1975a. Southern Brazilian phytogeographic features and the probable influence of upper Quaternary climatic changes in the floristic distribution. **Boletim Paranaense de Geociências** (33): 67-88.
Klein, R.M. 1975b. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (COMP): 207.
Klein, R.M. 1976. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (ERIO): 18-9.
Klein, R.M. 1978. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Sudesul, FATMA & Herbário Barbosa Rodrigues.
Klein, R.M. 1979. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. **Sellowia 31**(31): 9-164.
Klein, R.M. 1980. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí (continuação). **Sellowia 32**(32): 165-389.
Klein, R.M. 1981a. Fisionomia, importância e recursos da vegetação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. **Sellowia 33**(33): 5-54.
Klein, R.M. 1981b. Aspectos fitossociológicos da bracatinga (*Mimosa scabrella*). **IV Seminário sobre atualidades e perspectivas florestais. Bracatinga uma alternativa para reflorestamento**. Embrapa/URPFCS. p.145-8. (Embrapa/URPFCS. Documentos, 5).
Klein, R.M. 1984. Aspectos dinâmicos da vegetação do sul do Brasil. **Sellowia 36**(36): 5-54.
Klein, R.M. 1988. Parques Nacionais e Estaduais; Reservas Biológicas Estaduais e particulares, bem como a Estação Ecológica do estado de Santa Catarina. **Estudos de Biologia** (18): 11-29.
Klein, R.M. 1990a. Os tipos florestais com *Araucaria* em Santa Catarina. **Anais do XXXVI Congresso Nacional de Botânica**. Ibama. v.1, p.101-19.
Klein, R.M. 1990b. Estrutura, composição florística, dinamismo e manejo da "mata atlântica" (Floresta Ombrófila Densa) do Sul do Brasil. **II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira: estrutura, função e manejo**. Aciesp. v.1, p.259-86. (Publicação Aciesp, 71-1).
Klein, R.M. 1997a. **Espécies raras ou ameaçadas de extinção. Estado de Santa Catarina**. IBGE. v.3.
Klein, R.M. 1997b. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (WINT): 7-8, 14-5.
Klein, R.M.; O.S. Lima; S. Sohn; U. Pastore & J.M. Campos. 1979. Contribuição ao conhecimento da vegetação florestal de partes do primeiro e segundo planaltos paranaenses. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil – XXX Congresso Nacional de Botânica**. SBB. p.191-203.
Klein, R.M.; U. Pastore & A.B. Coura Neto. 1986. Vegetação. **Atlas de Santa Catarina**. Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral. p.35-6, mapa B-9.
Klinger, L.F.; J.A. Taylor & L.G. Franzen. 1996. The potential role of peatland dynamics in ice-age initiation. **Quaternary Research 45**(1): 89-92.
Kok, K.; P.A. Verweij & H. Beukema. 1995. Effects of cutting and grazing on Andean treeline vegetation. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.527-39.
Körner, C. 1993. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.117-40. (Ecological Studies, 99).
Körner, C. 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. **Oecologia 115**(4): 445-59.
Kozlowski, T.T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 195-221.
Krebs, C.J. 1989. **Ecological methodology**. HarperCollins.
Kress, W.J. 1986. The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. **Selbyana 9**(1): 2-22.
Kress, W.J. 1989. The systematic distribution of vascular epiphytes. **In** U. Lüttge ed., **Vascular plants as epiphytes. Evolution and ecophysiology**. Springer-Verlag. p.234-61. (Ecological Studies, 76).
Kullman, L. 2001. 20th century climate warming and tree-limit rise in the southern Scandes of Sweeden. **Ambio 30**(2): 72-80.
Kullman, L. 2002. Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. **Journal of Ecology 90**(1): 68-77.
Labiak, P.H. & J. Prado. 1998. Pteridófitas epífitas da Reserva Volta Velha, Itapoá – Santa Catarina, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica** (11): 1-79.
Labouriau, L.F.G. & A. Mattos Filho. 1948. Notas preliminares sôbre a "Região da Araucária". **Anuário Brasileiro de Economia Florestal 1**: 1-17.
Lacerda, M.S. 2001. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biologia da Unicamp.
Lago, P.F. 1978. **Santa Catarina: dimensões e perspectivas**. UFSC. p.52-5.
Lamont, B. 1982. Mechanisms for enhancing nutrient uptake in plants, with particular reference to Mediterranean South Africa and Western Australia. **Botanical Review 48**(3): 597-689.
Landeweert, R.; E. Hoffland; R.D. Finlay; T.W. Kuyper & N. van Breemen. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 248-54.
Landrum, L.R. 1999. Revision of *Berberis* (Berberidaceae) in Chile and adjacent southern Argentina. **Annals of the Missouri Botanical Garden 86**(4): 793-834.
Langenheim, J.H. 1956. Plant succession on a subalpine earthflow in Colorado. **Ecology 37**(2): 301-17.
Larcher, W. 2000. **Ecofisiologia vegetal**. RiMa.
Larson, D.W.; U. Matthes; J.A. Gerrath; N.W.K. Larson; J.M. Gerrath; J.C. Nekola; G.L. Walker; S. Porembski & A. Charlton. 2000. Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. **Journal of Biogeography 27**(2): 319-31.

Laska, G. 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. **Plant Ecology 157**(1): 77-99.
Lauer, W. 1976. Zur hygrischen Höhenstufung tropischer Gebirge. **Biogeographica 7**: 169-82.
Laurance, W.F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 134-5.
Lawton, R. & V. Dryer. 1980. The vegetation of the Monteverde Cloud Forest Reserve. **Brenesia** (18): 101-16.
Lawton, R.O. 1982. Wind stress and elfin stature in a montane rain forest tree: an adaptive explanation. **American Journal of Botany 69**(8): 1224-30.
Lawton, R.O. 1984. Ecological constraints on wood density in a tropical montane rain forest. **American Journal of Botany 71**(2): 261-7.
Lawton, R.O. & F.E. Putz. 1988. Natural disturbance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. **Ecology 69**(3): 764-77.
Leathwick, J.R. & D. Whitehead. 2001. Soil and atmospheric water deficits and the distribution of New Zealand's indigenous tree species. **Functional Ecology 15**(2): 233-42.
Lechowicz, M.J. 1984. Why do temperate deciduous trees leaf out at different times? Adaptation and ecology of forest communities. **American Naturalist 124**(6): 821-42.
Ledru, M.-P.; H. Behling; M. Fournier; L. Martin & M. Servant. 1994. Localisation de la forêt d'*Araucaria* au cours de l'Holocène. Implications paléoclimatiques. **Comptes Rendus. Academie des Sciences (Paris), Sciences de la Vie 317**: 517-21.
Ledru, M.-P.; J. Bertaux; A. Sifeddine & K. Suguio. 1998a. Absence of last glacial maximum records in lowland tropical forests. **Quaternary Research 49**(2): 233-7.
Ledru, M.-P.; M.L. Salgado-Labouriau & M.L. Lorscheitter. 1998b. Vegetation dynamics in southern and central Brazil during the last 10,000 yr B.P. **Review of Palaeobotany and Palynology 99**(2): 131-42.
Ledru, M.-P.; P.I.S. Braga; F. Soubiès; M. Fournier; L. Martin; K. Suguio & B. Turcq. 1996. The last 50,000 years in the Neotropics (Southern Brazil): evolution of vegetation and climate. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 123**(1-4): 239-57.
Ledru, M.-P.; R.C. Cordeiro; J.M.L. Dominguez; L. Martin; P. Mourguiart; A. Sifeddine & B. Turcq. 2001. Late-glacial cooling in Amazonia inferred from pollen at Lagoa do Caçó, northern Brazil. **Quaternary Research 55**(1): 47-56.
Leitão Filho, H.F. 1982. Aspectos taxonômicos das florestas do estado de São Paulo. **Silvicultura em São Paulo 16A**(1): 197-206.
Leitão Filho, H.F.; J. Semir & T.S. Rodrigues. 1991. Flora do estado de Goiás – coleção Rizzo – família Compositae. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.376.
Leite, P.F. 1994. **As diferentes unidades fitoecológicas da região sul do Brasil. Proposta de classificação**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Engenharia Florestal da UFPR. [publicada em Caderno de Geociências (15): 73-164. 1995].
Leite, P.F. & R.M. Klein. 1990. Vegetação. **Geografia do Brasil**. v.2, Região Sul. IBGE. p.113-50.
Lesica, P. & R.K. Antibus. 1990. The occurrence of mycorrhizae in vascular epiphytes of two Costa Rican rain forests. **Biotropica 22**(3): 250-8.
Leuschner, C. 1996. Timberline and alpine vegetation on the tropical and warm-temperate oceanic islands of the world: elevation, structure and floristics. **Vegetatio 123**(2): 193-206.
Levey, D.J. & C.W. Benkman. 1999. Fruit-seed disperser interactions: timely insights from a long-term perspective. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 41-3.
Levin, D.A. 2001. 50 years of plant speciation. **Taxon 50**(1): 69-91.
Lev-Yadun, S.; M. Inbar; I. Izhaki; G. Ne'eman & A. Dafni. 2002. Colour patterns in vegetative parts of plants deserve more research attention. **Trends in Plant Science 7**(2): 59-60.
Lichte, M. & H. Behling. 1999. Dry and climatic conditions in the formation of the present landscape in Southeastern Brazil. An interdisciplinary approach to a controversially discussed topic. **Zeitschrift für Geomorphologie 43**(3): 341-58.
Lima, D.A. 1967. Nota sôbre a dispersão conhecida de Podocarpus no Brasil. **Anais do XV Congresso Nacional de Botânica**. Gráfica da UFRGS. p.277-80.
Lima, H.C.; M.P.M. Lima; A.M.S.F. Vaz & S.V.A. Pessoa. 1997. Trepadeiras da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.75-87.
Lima, H.C. & R.R. Guedes-Bruni. 1997a. Diversidade de plantas vasculares na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.29-39.
Lima, H.C. & R.R. Guedes-Bruni. 1997b. Plantas arbóreas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.53-64.
Lima, O.S. 1979. Mapeamento da vegetação no sul do Brasil. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil – XXX Congresso Nacional de Botânica**. SBB. p.219-22.
Lindbladh, M.; R. Bradshaw & B. Holmqvist. 2000. Pattern and process in south Swedish forests during the last 3000 years, sensed at stand and regional scales. **Journal of Ecology 88**(1): 113-28.
Lindman, C.A.M. 1906. **A vegetação no Rio Grande do Sul (Brasil Austral)**. Livraria Universal. [reimpresso em 1974, pela Ed. da USP & Itatiaia Ed., com um apêndice adicional e a grotesca inclusão de um "co-autor", M.G. Ferri, caracterizando uma fraude editorial].
Lombardi, J.A. & M. Gonçalves. 2000. Composição florística de dois remanescentes de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 23**(3): 255-82.
Longhi-Wagner, H.M. 1999. Flora campestre da região sul do Brasil. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.298-9.

Lopes, J.A.U. 1996. Estimativa de estabilidade de encostas naturais e procedimentos preventivos/corretivos da engenharia civil. **Recuperação de áreas degradadas. III curso de atualização**. Fupef. p.59-81.
Lugo, A.E. & R.B. Waide. 1993. Catastrophic and background disturbance of tropical ecosystems at the Luquillo Experimental Forest. **Journal of Bioscience 18**(4): 475-81.
Luna V., I.; O.A. Ayala; D.E. Organista & J.J. Morrone. 1999. Historical relationships of the Mexican cloud forests: a preliminary vicariance model applying Parsimony Analysis of Endemicity to vascular plant taxa. **Journal of Biogeography 26**(6): 1299-305.
Lundgren, L. 1978. Studies of soil and vegetation development on fresh landslide scars in the Mgeta Valley, western Uluguru mountains, Tanzania. **Geografiska Annaler, Series A, 60**(3-4): 91-127.
Lush, C. 1995. Cloud forests of the Rwenzori Mountains, Uganda: research and management possibilities. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.212-22. (Ecological Studies, 110).
Luteyn, J.L. 1989. Speciation an diversity of Ericaceae in Neotropical montane vegetation. **In** L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev eds., **Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press. p.297-310.
Luteyn, J.L. 1999. Páramos. A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. **Memoirs of the New York Botanical Garden 84**: i-xxii, 1-278.
Lüttge, U. 1997. **Physiological ecology of tropical plants**. Springer.
Lynch, A.J.J. & V.J. Neldner. 2000. Problems of placing boundaries on ecological continua – options for a workable national rainforest definition in Australia. **Australian Journal of Botany 48**(4): 511-30.
Maack, R. 1950. **Mapa fitogeográfico do estado do Paraná**. Secretaria de Agricultura, Indústria e Comércio & Instituto Nacional do Pinho.
Maack, R. 1968. **Geografia física do estado do Paraná**. Banco do Desenvolvimento do Paraná, UFPR & IBPT.
Maack, R. 1981. **Geografia física do estado do Paraná**. 2ed. Livraria José Olympio Ed. & Secretaria da Cultura e do Esporte.
MacFadden, B.J. 2000. Cenozoic mammalian herbivores from the Americas: reconstructing ancient diets and terrestrial communities. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 33-59.
Machado, S.A. 1988. Recursos florestais do sul do Brasil. **Anais da jornada franco-brasileira valorização industrial da madeira**. UFSC. p.99-112.
Mackey, B.G. 1993. A spatial analysis of the environmental relations of rainforest structural types. **Journal of Biogeography 20**(3): 303-36.
Madison, M. 1977. Vascular epiphytes: their systematic occurrence and salient features. **Selbyana 2**(1): 1-13.
Madsen, J.E. & B. Øllgaard. 1994. Floristic composition, structure, and dynamics of an upper montane rain forest in Southern Ecuador. **Nordic Journal of Botany 14**(4): 403-23.
Magalhães, G.M. 1956. Contribuição para o conhecimento da flora dos campos alpinos de Minas Gerais – 1953-1954. **Anais da V Reunião Anual da Sociedade Botânica do Brasil**. Imprensa Universitária da URGS. p.227-304.
Magallón, S. & M.J. Sanderson. 2001. Absolute diversification rates in angiosperm clades. **Evolution 55**(9): 1762-80.
Mahlman, J.D. 1997. Uncertainties in projections of human-caused climate warming. **Science 278**(5342): 1416-7.
Mangen, J.-M. 1993. Ecology and vegetation of Mt Trikora, New Guinea (Irian Jaya / Indonesia). **Travaux scientifiques du Musée national d'histoire naturelle de Luxembourg 21**: 1-216.
Mantovani, W. 1990. A dinâmica das florestas na encosta atlântica. **II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira. Estrutura, função e manejo**. Aciesp. p.304-13. (Publicação Aciesp, 71-1)
Mantovani, W.; R.R. Rodrigues; L. Rossi; S. Romaniuc-Neto; E.L.M. Catharino & I. Cordeiro. 1990. A vegetação na serra do Mar. **II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira. Estrutura, função e manejo**. Aciesp. p.348-84. (Publicação Aciesp, 71-1)
Mantovani, W. & S.M. Silva. 1999a. Considerações fitogeográficas e conservacionistas sobre a Floresta Atlântica no Brasil. http://www.conservation.org.br/ma/rp_flora.htm [p.1-14].
Mantovani, W. & S.M. Silva. 1999b. Aspectos fitogeográficos [e conservacionistas] dos campos sulinos do Brasil. http://www.conservation.org.br/ma/rp_flora.htm [p.14-9].
Marchant, R. & H. Hooghiemstra. 2001. A response to "Climate of East Africa 6000 ^{14}C yr B.P. as inferred from pollen data" by Peyron *et al.* (2000). **Quaternary Research 56**(1): 133-5.
Marchant, R.; L. Almeida; H. Behling; J.C. Berrio; M. Bush; A. Cleef; J. Duivenvoorden; M. Kappelle; P. De Oliveira; A.T. Oliveira-Filho; S. Lozano-Garcia; H. Hooghiemstra; M.-P. Ledru; B. Ludlow-Wiechers; V. Markgraf; V. Mancini; M. Paez; A. Prieto; O. Rangel & M.L. Salgado-Labouriau. 2002. Distribution and ecology of parent taxa of pollen lodged within the Latin American Pollen Database. **Review of Palaeobotany and Palynology 121**(1): 1-75.
Martin, L.; J. Bertaux; T. Corrège; M.-P. Ledru; P. Mourguiart; A. Sifeddine; F. Soubiès; D. Wirrmann; K. Suguio & B. Turcq. 1997. Astronomical forcing of contrasting rainfall changes in tropical South America between 12,400 and 8800 cal yr B.P. **Quaternary Research 47**(1): 117-22.
Martinelli, G.; J. Bandeira & J.O. Bragança. 1989. **Campos de altitude**. Ed. Index.
Martinelli, L.A.; L.C.R. Pessenda; E. Espinoza; P.B. Camargo; E.C. Telles; C.C. Cerri; R.L. Victoria; R. Aravena; J. Richey & S. Trumbore. 1996. Carbon-13 variation with depth in soils of Brazil and climate change during the Quaternary. **Oecologia 106**(3): 376-81.
Martins, S.V. & R.R. Rodrigues. 1999. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica 22**(3): 405-12.
Mattos, J.R. 1957. Fitofisionomia do município de São Joaquim. **Contribuições do Instituto Geobiológico** (7): 1-27.
Mattos, J.R. 1994. **O pinheiro brasileiro**. 2ed. Editado pelo autor. v.1.
McKey, D. 1975. The ecology of coevolved seed dispersal systems. **In** L.E. Gilbert & P.H. Raven eds., **Coevolution of animals and plants**. University of Texas Press. p.159-91.

Medina, E. 1983. Adaptations of tropical trees to moisture stress. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.225-37. (Ecosystems of the world, 14A).
Meguro, M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & A.M. Giulietti. 1996a. Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas campestres da cadeia do Espinhaço, Minas Gerais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 15**: 1-11.
Meguro, M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & A.M. Giulietti. 1996b. Caracterização florística e estrutural de matas ripárias e capões de altitude da Serra do Cipó, Minas Gerais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 15**: 13-29.
Meira-Neto, J.A.A. & F.R. Martins. 2000. Composição florística do estrato herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore 24**(4): 407-16.
Meira Neto, J.A.A.; L.C. Bernacci; M.T. Grombone; J.Y. Tamashiro & H.F. Leitão Filho. 1989. Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia, estado de São Paulo). **Acta Botanica Brasilica 3**(2): 51-74.
Miles, J. 1987. Vegetation succession: past and present perceptions. **In** A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards eds., **Colonization, succession and stability**. Blackwell Scientific Publications. p.1-29.
Miles, J.; R.P. Cummins; D.D. French; S. Gardner; J.L. Orr & M.C. Shewry. 2001. Landscape sensitivity: an ecological view. **Catena 42**(2-4): 125-41.
Miller, D.; R. Warren & I.M. Miller. 1994. **Orchids of the high mountain Atlantic rain forest in southeastern Brazil**. Salamandra.
Milne, J.A. & S.E. Hartley. 2001. Upland plant communities – sensitivity to change. **Catena 42**(2-4): 333-43.
Miotto, S.T.S. & J.L. Waechter. 1998. Padrões geográficos de leguminosas (Fabaceae) nativas no Rio Grande do Sul, Brasil. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.203.
Modenesi-Gauttieri, M.C. 2000. Hillslope deposits and the Quaternary evolution of the *altos campos* - Serra da Mantiqueira, from Campos do Jordão to the Itatiaia massif. **Revista Brasileira de Geociências 30**(3): 508-14.
Modenesi-Gauttieri, M.C. & L.H. Nunes. 1998. Processos geocriogênicos quaternários nas terras altas do sudeste do Brasil: considerações climáticas. **Geosul 14**(27): 391-3.
Moffett, M.W. 2000. What's "up"? A critical look at the basic terms of canopy biology. **Biotropica 32**(4a): 569-96.
Mohrdieck, K.H. 1980. Formações campestres do Rio Grande do Sul. **Seminários sobre pastagens. "De que pastagens necessitamos". Anais**. Farsul. p.18-27.
Mondin, C.A. & L.R.M. Baptista. 1996. Relações biogeográficas da tribo Mutisieae Cass. (Asteraceae), *sensu* Cabrera, no Rio Grande do Sul. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Botânica 2**(1): 49-152.
Morellato, L.P.C. & C.F.B. Haddad. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica 32**(4b): 786-92.
Morellato, L.P.C. & H.F. Leitão Filho. 1992. Padrões de frutificação e dispersão na Serra do Japi. **In** L.P.C. Morellato org., **História natural da Serra do Japi. Ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil**. Ed. da Unicamp & FAPESP. p.112-40.
Morellato, L.P.C.; R.R. Rodrigues; H.F. Leitão Filho & C.A. Joly. 1989. Estudo comparativo da fenologia de espécies arbóreas de floresta de altitude e floresta mesófila semidecídua na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica 12**: 85-98.
Moreno-Casasola, P. 1996. **Vida y obra de granos y semillas**. Fondo de Cultura Económica. (La Ciencia desde México, 146).
Mori, S.A. 1989. Eastern, extra-amazonian Brazil. **In** D.G. Campbell & H.D. Hammond eds., **Floristic inventory of tropical countries**. New York Botanical Garden. p.427-54.
Moritz, C. 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. **Systematic Biology 51**(2): 238-54.
Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons.
Muller-Landau, H.C.; S.J. Wright; O. Calderón; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 2002. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.35-53.
Murcia, C. 1997. Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. **Forest Ecology and Management 99**: 163-70.
Murrell, D.J.; D.W. Purves & R. Law. 2001. Uniting pattern and process in plant ecology. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 529-30.
Mussa, D. 2000. Paleobotânica. **In** I.S. Carvalho ed., **Paleontologia**. Ed. Interciência. p.231-326.
Myster, R.W. 2001. Mechanisms of plant response to gradients and after disturbances. **Botanical Review 67**(4): 441-52.
Nadkarni, N.M.; A.R. Cobb & R. Solano. 2000. Interception and retention of macroscopic bryophyte fragments by branch substrates in a tropical cloud forest: an experimental and demographic approach. **Oecologia 122**(1): 60-5.
Nadkarni, N.M.; T.J. Matelson & W.A. Haber. 1995. Structural characteristics and floristic composition of a Neotropical cloud forest, Monteverde, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology 11**(4): 481-95.
Nascimento, C. & A. Homma. 1984. **Amazônia: meio ambiente e tecnologia agrícola**. Embrapa-CPATU. (Embrapa-CPATU. Documentos, 27).
Nason, J.D.; P.R. Aldrich & J.L. Hamrick. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.304-20.
Nathan, R. 2001. The challenges of studying dispersal. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 481-3.
Nathan, R. & H.C. Muller-Landau. 2000. Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. **Trends in Ecology & Evolution 15**(7): 178-85.

Negrelle, R.R.B. 1995. **Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da floresta atlântica na Reserva Volta Velha, mun. Itapoá, SC**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

Neldner, V.J. & A.J.J. Lynch. 2001. In defence of a workable national rainforest definition in Australia: response to Bowman (2001). **Australian Journal of Botany 49**(6): 789-90.

Nepstad, D.C.; C. Uhl; C.A. Pereira & J.M.C. Silva. 1996. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos 76**(1): 25-39. [traduzido em: 1998. Estudo comparativo do estabelecimento de árvores em pastos abandonados e florestas adultas da Amazônia oriental. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.191-218.].

Neumann, G. & E. Martinoia. 2002. Cluster roots - an underground adaptation for survival in extreme environments. **Trends in Plant Science 7**(4): 162-7.

Newman, A. 1990. **Tropical rainforest**. Facts on File.

Nieder, J.; S. Engwald; M. Klawun & W. Barthlott. 2000. Spatial distribution of vascular epiphytes (including hemiepiphytes) in a lowland Amazonian rain forest (Surumoni crane plot) of southern Venezuela. **Biotropica 32**(3): 385-96.

Nieder, J.; S. Engwald & W. Barthlott. 1999. Patterns of neotropical epiphyte diversity. **Selbyana 20**(1): 66-75.

Nilsson, C. & G. Grelsson. 1995. The fragility of ecosystems: a review. **Journal of Applied Ecology 32**(4): 677-92.

Noelli, F.S. 2000. Documentação histórica do limite meridional da *Araucaria angustifolia* e do início do processo de desmatamento no Rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea** (12): 69-74.

Nordal, I. 1987. *Tabula rasa* after all? Botanical evidence for ice-free refugia in Scandinavia reviewed. **Journal of Biogeography 14**: 377-88.

Norton, D.A. & M.A. Carpenter. 1998. Mistletoes as parasites: host specificity and speciation. **Trends in Ecology & Evolution 13**(3): 101-5.

Ohlson, M.; R.H. Økland; J.-F. Nordbakken & B. Dahlberg. 2001. Fatal interactions between Scots pine and *Sphagnum* mosses in bog ecosystems. **Oikos 94**(3): 425-32.

Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. **Vegetatio 57**(1): 15-52.

Økland, R.H.; T. Økland & K. Rydgren. 2001. A Scandinavian perspective on ecological gradients in north-west European mires: reply to Wheeler and Proctor. **Journal of Ecology 89**(3): 481-6.

Olander, L.P.; F.N. Scatena & W.L. Silver. 1998. Impacts of disturbance initiated by road construction in a subtropical cloud forest in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. **Forest Ecology and Management 109**(1-3): 33-49.

Oliveira Filho, A.T. & J.A. Ratter. 2001. Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. **In** R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho eds., **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ed. Ed. da USP & FAPESP. p.73-89.

Oliveira-Filho, A.T. & J.N.M. Machado. 1993. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica 7**(2): 71-88.

Oliveira-Filho, A.T. & M.A.L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica 32**(4b): 793-810.

Oosterhoorn, M. & M. Kappelle. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management 126**(3): 291-307.

Opler, P.A.; H.G. Baker & G.W. Frankie. 1980. Plant reproductive characteristics during secondary succession in neotropical lowland forest ecosystems. **Biotropica 12**(2, suppl.): 40-6.

Orians, G.H. 1982. The influence of tree-falls in tropical forests on tree species richness. **Tropical Ecology 23**: 255-79.

Otero-Arnaiz, A.; S. Castillo; J. Meave & G. Ibarra-Manríquez. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México. **Biotropica 31**(2): 243-54.

Paez, M.M.; F. Schäbitz & S. Stutz. 2001. Modern pollen–vegetation and isopoll maps in southern Argentina. **Journal of Biogeography 28**(8): 997-1021.

Palka, L. ed. 1998. Végétation et sols de montagnes: diversité, fonctionnement et évolution. **Écologie 29**(1-2): 1-440. [somente sobre matas temperadas].

Pataki, D.E. 2002. Atmospheric CO_2, climate and evolution – lessons from the past. **New Phytologist 154**(1): 10-2.

Paul, E.A. 1989. Soils as components and controllers of ecosystem processes. **In** P.J. Grubb & J.B. Whittaker eds., **Toward a more exact ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.353-74.

Pauwels, G.J. 1928-9. O trecho duvidoso dos limites entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catharina. **Egatea. Revista da Escola de Engenharia de Porto Alegre 13**(3): 163-6, +1mapa, 1928; **13**(4): 253-7, 1928; **13**(5): 323-7, 1928; **13**(6): 423-7, 1928; **14**(1-2): 13-20, 1929.

Pedralli, G. 1997. Florestas secas sobre afloramentos de calcário em Minas Gerais: florística e fisionomia. **Bios 5**(5): 81-8.

Peet, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. **In** D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet & T.T. Veblen eds., **Plant succession: theory and prediction**. Chapman & Hall. p.103-51.

Péllico Netto, S. coord. 1984. **Inventário florestal nacional. Florestas nativas. Paraná/Santa Catarina**. IBDF.

Péllico Netto, S. & D.A. Brena. 1997. **Inventário florestal**. Editado pelos autores. v.1.

Pellmyr, O. 1992. Evolution of insect pollination and angiosperm diversification. **Trends in Ecology & Evolution 7**(2): 46-9.

Peluso Jr., V.A. 1991. **Aspectos geográficos de Santa Catarina**. FCC Ed. & Ed. da UFSC. p.115-51. [este livro reedita vários artigos do autor, publicados especialmente nas décadas de 40 e 50, em revistas de pequena circulação; o capítulo citado foi publicado originalmente no Boletim Geográfico do Departamento Estadual de Geografia e Cartografia, 1(1) e 1(2), de 1947, e 2(3) e 2(4), de 1948].

Pennington, R.T.; D.E. Prado & C.A. Pendry. 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography 27**(2): 261-73.

Peteet, D. 2000. Sensitivity and rapidity of vegetational response to abrupt climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(4): 1359-61.
Petit, R.J. *et alii* [27 coautores]. 2002. Identification of refugia and post-glacial colonisation routes of European white oaks based on chloroplast DNA and fossil pollen evidence. **Forest Ecology and Management 156**(1-3): 49-74.
Peyron, O.; D. Jolly; R. Bonnefille; A. Vincens & J. Guiot. 2000. Climate of East Africa 6000 ^{14}C yr B.P. as inferred from pollen data. **Quaternary Research 54**(1): 90-101.
Peyron, O.; D. Jolly; R. Bonnefille; A. Vincens & J. Guiot. 2001. A reply to Marchant and Hooghiemstra. **Quaternary Research 56**(1): 136-7.
Pfadenhauer, J. & S.C. Boechat. 1981. Vegetation und Ökologie eines Sphagnum-Moores in Südbrasilien. **Vegetatio 44**: 177-87.
Picone, C. 2000. Diversity and abundance of arbuscular-mycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture. **Biotropica 32**(4a): 734-50.
Pillar, V.D.P. 2000. Padrões e processos em campos do sul do Brasil. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.165-71.
Piña-Rodrigues, F.C.M. & I.B. Aguiar. 1993. Maturação e dispersão de sementes. **In** I.B. Aguiar, F.C.M. Piña-Rodrigues & M.B. Figliolia eds., **Sementes florestais tropicais**. Abrates. p.215-74.
Pinheiro, R.S. & R.R. Guedes-Bruni. 1998. Levantamento florístico do campo altimontano no Parque Nacional de Itatiaia: resultados preliminares. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.357-8.
Pinto, G.C.P.; H.P. Bautista & J.C.A. Lima. 1990. A Chapada Diamantina. Sua fitofisionomia e peculiaridades florísticas. **Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica**. Ibama. p.256-95.
Pizo, M.A. & I. Simão. 2001. Seed deposition patterns and the survival of seeds and seedlings of the palm *Euterpe edulis*. **Acta Oecologica 22**(4): 229-33.
Pollmann, W. 2001. Caracterización florística y posición sintaxonómica de los bosques caducifolios de *Nothofagus alpina* (Poepp. et Endl.) Oerst. en el centro-sur de Chile. **Phytocoenologia 31**(3): 353-400.
Poorter, L.; R. Kwant; R. Hernandez; E. Medina & M.J.A. Werger. 2000. Leaf optical properties in Venezuelan cloud forest trees. **Tree Physiology 20**(8): 519-26.
Por, F.D. 1992. **Sooretama. The Atlantic Rain Forest of Brazil**. SPB Academic Publishing.
Porter, S.C. 2001. Snowline depression in the tropics during the last glaciation. **Quaternary Science Reviews 20**(10): 1067-91.
Portes, M.C.G.O.; A. Koehler & F. Galvão. 1996. Variação sazonal da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava - PR. **Floresta 26**(1/2): 3-10.
Portes, M.C.G.O.; A. Koehler & F. Galvão. 1998. Floresta ombrófila densa altomontana. Avaliação da deposição de serapilheira e de nutrientes. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.302.
Portes, M.C.G.O. & F. Galvão. 1998. Floresta ombrófila densa altomontana. Avaliação da decomposição foliar de cinco espécies arbóreas e da serapilheira. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.302.
Powledge, F. 1998. Biodiversity at the crossroads. **BioScience 48**(5): 347-52.
Prado, D.E. & P.E. Gibbs. 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden 80**: 902-27.
Prance, G.T. 1989. American tropical forests. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.99-132. (Ecosystems of the world, 14B).
Prance, G.T. 1990. As regiões fitogeográficas dos trópicos da América do Sul. **Anais do XXXV Congresso Nacional de Botânica**. Ibama. p.334-41.
Prentice, I.C. 1985. Pollen representation, source area, and basin size: toward a unified theory of pollen analysis. **Quaternary Research 23**(1): 76-86.
Prentice, I.C. 1992. Climate change and long-term vegetation dynamics. **In** D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet & T.T. Veblen eds., **Plant succession. Theory and prediction**. Chapman & Hall. p.293-339.
Prentice, I.C.; D. Jolly & BIOME 6000 participants. 2000. Mid-Holocene and glacial-maximum vegetation geography of the northern continents and Africa. **Journal of Biogeography 27**(3): 507-19.
Prentice, I.C.; W. Cramer; S.P. Harrison; R. Leemans; R.A. Monserud & A.M. Solomon. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. **Journal of Biogeography 19**(2): 117-34.
Primack, R.B. 1985. Patterns of flowering phenology in communities, populations, individuals, and single flowers. **In** J. White ed., **The population structure of vegetation**. Dr. W. Junk Publishers. p.571-93.
Proctor, J.; K. Haridasan & G.W. Smith. 1998. How far north does Lowland Evergreen Tropical Rain Forest go? **Global Ecology and Biogeography Letters 7**(2): 141-6.
Proctor, M.C.F. 2000. Mosses and alternative adaptation to life on land. **New Phytologist 148**(1): 1-3.
Quintanilla,V. 1977. A contribution to the phytogeographical study of temperate Chile. **Biogeographica 8**: 31-41.
Rabuske, A. 1987. Balduíno Rambo, S.J. Sacerdote, naturalista, escritor e líder popular. **Pesquisas, História** (26): 3-117.
Raich, J.W.; A.E. Russell & P.M. Vitousek. 1997. Primary productivity and ecosystem development along an elevational gradient on Mauna Loa, Hawai'i. **Ecology 78**(3): 707-21.
Ramalho, M. 1998. Abelhas, síndromes florais e sistemas reprodutivos no dossel das florestas tropicais úmidas. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.441.
Rambo, B. 1942. **A fisionomia do Rio Grande do Sul. Ensáio de monografia natural**. Oficina Gráfica da Imprensa Oficial.
Rambo, B. 1948. A flora austral antártica e andina no Rio Grande do Sul. **Boletim Geográfico 6**(67): 750-4.
Rambo, B. 1949a. Estudos botânicos em Sombrio. Município de Araranguá. Santa Catarina. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 1**(1): 7-20.
Rambo, B. 1949b. A flora de Cambará. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 1**(1): 111-35.
Rambo, B. 1951a. O elemento andino no pinhal riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 3**(3): 7-39.

Rambo, B. 1951b. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 3**(3): 55-91.
Rambo, B. 1952. Análise geográfica das compostas sul-brasileiras. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 4**(4): 87-159.
Rambo, B. 1953a. Estudo comparativo das Leguminosas riograndenses. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 107-84.
Rambo, B. 1953b. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 185-232.
Rambo, B. 1956a. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. **Sellowia 7/8**(7): 235-98.
Rambo, B. 1956b. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2ed. Selbach. (Jesuítas no Sul do Brasil, 6).
Rambo, B. 1958a. Die alte Südflora in Brasilien. **Pesquisas** (2): 177-98.
Rambo, B. 1958b. An historical approach to plant evolution. **Pesquisas** (2): 199-222.
Read, D.J. 1993. Plant-microbe mutualisms and community structure. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.181-209. (Ecological Studies, 99).
Rebele, F. 1992. Colonization and early succession on anthropogenic soils. **Journal of Vegetation Science 3**(2): 201-8.
Rebertus, A.J.; T. Kitzberger; T.T. Veblen & L.M. Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. **Ecology 78**(3): 678-92.
Reich, P.B. 1995. Phenology of tropical forests: patterns, causes, and consequences. **Canadian Journal of Botany 73**(2): 164-74.
Reich, P.B.; D.S. Ellsworth; M.B. Walters; J.M. Vose; C. Gresham; J.C. Volin & W.D. Bowman. 1999. Generality of leaf trait relationships: a test across six biomes. **Ecology 80**(6): 1955-69.
Reich, P.B.; M.B. Walters & D.S. Ellsworth. 1992. Leaf life-span in relation to leaf, plant, and stand characteristics among diverse ecosystems. **Ecological Monographs 62**(3): 365-92.
Reich, P.B.; M.B. Walters & D.S. Ellsworth. 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 94**(25): 13730-4.
Reis, A. 1993. **Manejo e conservação das florestas catarinenses**. Tese apresentada para concurso de professor titular no Departamento de Botânica da UFSC.
Reis, A. & P.Y. Kageyama. 2000. Dispersão de sementes do palmiteiro (*Euterpe Edulis* Martius -Palmae). **Sellowia 49-52**(49-52): 60-92.
Reitz, R. 1965. Plano de coleção. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. Parte IV, fascículo A.
Reitz, R. & R.M. Klein. 1966. Araucariáceas. **Flora Ilustrada Catarinense** (ARAU): 1-62.
Reitz, R.; R.M. Klein & A. Reis. 1978. Projeto madeira de Santa Catarina. **Sellowia 30**(28-30): 1-320.
Reitz, R.; R.M. Klein & A. Reis. 1983. Projeto madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia 34-5**(34-5): 1-525.
Restom, T.G. 1998. Recuperação do sistema radicular profundo em uma floresta secundária na Amazônia oriental. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.145-53.
Ricardi, M. & M. Marín. 1996. Sinopsis de la flora pteridológica del bosque La Carbonera-San Eusebio, Mérida (Venezuela). **Plantula 1**(1): 55-64.
Richards, P.W. 1996. **The tropical rain forest**. 2ed. Cambridge University Press.
Richter, M. 1992. Methods of interpreting climatological conditions based on phytomorphological characteristics in the Cordilleras of the Neotropics. **Plant Research and Development 36**: 89-114.
Richter, M. 2000. A hypothetical framework for testing phytodiversity in mountainous regions: the influence of airstreams and hygrothermic conditions. **Phytocoenologia 30**(3-4): 519-41.
Ricklefs, R.E. 1977. Environmental heterogeneity and plant species diversity: a hypothesis. **American Naturalist 111**(978): 376-81.
Ricklefs, R.E. & S.S. Renner. 1994. Species richness within families of flowering plants. **Evolution 48**: 1619-36.
Rieseberg, L.H. 2001. Chromosomal rearrangements and speciation. **Trends in Ecology & Evolution 16**(7): 351-8.
Ritchie, J.C. 1995. Current trends in studies of long-term plant community dynamics. **New Phytologist 130**: 469-94.
Rizzini, C.T. 1954. Flora Organensis. Lista preliminar dos *Cormophyta* da Serra dos Órgãos. A preliminary account on the *Cormophyta* of the Organ Mountains. **Arquivos do Jardim Botânico 13**: 117-243, +17est.
Rizzini, C.T. 1963. Nota prévia sôbre a divisão fitogeográfica (florístico-sociológica) do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia 25**(1): 3-64.
Rizzini, C.T. 1979. **Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos sociológicos e florísticos**. Hucitec & Ed. da USP. v.2.
Rizzini, C.T.; A.F. Coimbra Filho & A. Houaiss. 1988. **Ecossistemas brasileiros. Brazilian ecosystems**. Editora Index.
Roderjan, C.V. 1994. **O gradiente da floresta ombrófila densa no Morro Anhangava, Quatro Barras, PR – aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos**. Tese de doutorado apresentada ao CPG em Engenharia Florestal da UFPR.
Roderjan, C.V.; M.C.G.O. Portes; A. Koehler; M.R.L. Rocha & E.F. Amado. 1999. Estudos fitossociológicos realizados em florestas nebulares (floresta ombrófila densa altomontana) na Serra do Mar paranaense. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.235.
Roderjan, C.V. & Y.S. Kuniyoshi. 1987. Caracterização da cobertura florestal. **In** P.C. Tosin coord., **Planos global e específico de gerenciamento da Área Especial de Interesse Turístico do Marumbi**. ITCF. p.65-70.
Rodrigues, R.R. 2001. Florestas ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. **In** R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho eds., **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2ed. Ed. da USP & FAPESP. p.91-9.
Rodrigues, R.R.; L.P.C. Morellato; C.A. Joly & H.F. Leitão Filho. 1989. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiaí, SP. **Revista Brasileira de Botânica 12**: 71-84.
Rodrigues-Filho, S.; H. Behling; G. Irion & G. Müller. 2002. Evidence for lake formation as a response to an inferred Holocene climatic transition in Brazil. **Quaternary Research 57**(1): 131-7.

Rodríguez-R., H. & G. De Martino. 1997. Inventario florístico (angiospermas y pteridophytas) de la selva nublada del Parque Nacional Henri Pittier, Venezuela. **Ernstia 7**(1-4): 7-151.
Rogers, R.W. & H.T. Clifford. 1993. The taxonomic and evolutionary significance of leaf longevity. **New Phytologist 123**(4): 811-21.
Romariz, D.A. 1964. A vegetação. **In** A. Azevedo ed., **Brasil. A terra e o homem**. Companhia Editora Nacional. v.1, p.485-536.
Romariz, D.A. 1974. **Aspectos da vegetação do Brasil**. IBGE.
Ronce, O. 2001. Understanding plant dispersal and migration. **Trends in Ecology & Evolution 16**(12): 663-4.
Rosário, D.A.P. 2001. **Padrões florísticos e tipos funcionais em floresta com araucária e suas relações com o solo**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG Ecologia da UFRGS.
Roth, I. 1984. **Stratification of tropical forests as seen in leaf structure**. W. Junk.
Roth, I. 1990. **Leaf structure of a Venezuelan cloud forest in relation to the microclimate**. Gebrüder Borntraeger. (Handbuch der Pflanzenatomie, 14[1]).
Roth, L. 1990. **Palinologia de uma turfeira do Parque Nacional de Aparados da Serra, Planalto Leste do Rio Grande do Sul, Brasil**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.
Roth, L. & M.L. Lorscheitter. 1991. Palynology of a peat in Parque Nacional de Aparados da Serra, Rio Grande do Sul, Brazil. **Boletim IG-USP, Publicação Especial, 8**: 153-7.
Roth, L. & M.L. Lorscheitter. 1993. Palynology of a bog in Parque Nacional de Aparados da Serra, east plateau of Rio Grande do Sul, Brazil. **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula 8**: 39-69.
Roy, K.; J.W. Valentine; D. Jablonski & S.M. Kidwell. 1996. Scales of climatic variability and time averaging in Pleistocene biotas: implications for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution 11**(11): 458-63.
Rzedowski, J. 1978. **Vegetación de México**. Limusa.
Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. **Acta Botánica Mexicana 35**: 25-44.
Sabadini, R. 2002. Ice sheet collapse and sea level change. **Science 295**(5564): 2376-7.
Sanaiotti, T.M.; L.A. Martinelli; R.L. Victoria; S.E. Trumbore & P.B. Camargo. 2002. Past vegetation changes in Amazon savannas determined using carbon isotopes of soil organic matter. **Biotropica 34**(1): 2-16.
Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude*. **Journal of Biogeography 26**: 693-712.
Safford, H.D. 1999b. Brazilian Páramos II. Macro- and mesoclimate of the *campos de altitude* and affinities with high mountain climates of the tropical Andes and Costa Rica. **Journal of Biogeography 26**: 713-37.
Safford, H.D. 2001. Brazilian páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. **Biotropica 33**(2): 282-302.
Saldarriaga, J.G.; D.C. West; M.L. Tharp & C. Uhl. 1988. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology 76**(4): 938-58.
Sales, M.F. 2002. Os brejos de altitude de Pernambuco: fragmentos florestais na região semi-árida do nordeste brasileiro. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.27-30.
Salgado-Labouriau, M.L. 2001. Reconstruindo as comunidades vegetais e o clima no passado. **Humanidades** (48): 24-40.
Salis, S.M.; G.J. Shepherd & C.A. Joly. 1995. Floristic comparison of mesophytic semideciduous forests of the interior of the state of São Paulo, Southeast Brazil. **Vegetatio 119**: 155-64.
Sampaio, A.J. 1945. **Fitogeografia do Brasil**. 3ed. Companhia Editora Nacional.
Santiago, L.S. 2000. Use of coarse woody debris by the plant community of a Hawaiian montane cloud forest. **Biotropica 32**(4a): 633-41.
Scarano, F.R. 2000. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic forest periphery. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.176-82.
Scarano, F.R. 2002. O uso de recursos ambientais por plantas nas vegetações à margem da Mata Atlântica *sensu stricto* no estado do Rio de Janeiro. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.165-9.
Scarano, F.R.; H.M. Duarte; K.T. Ribeiro; P.J.F.P. Rodrigues; E.M.B. Barcellos; A.C. Franco; J. Brulfert; E. Deléens & U. Lüttge. 2001. Four sites with contrasting environmental stress in southeastern Brazil: relations of species, life form diversity, and geographic distribution to ecophysiological parameters. **Botanical Journal of the Linnean Society 136**(4): 345-64.
Scheel-Ybert, R. 2000. Vegetation stability in the Southeastern Brazilian coastal area from 5500 to 1400 ^{14}C yr BP deduced from charcoal analysis. **Review of Palaeobotany and Palynology 110**(1-2): 111-38.
Schemske, D.W. 2000. Understanding the origin of species. **Evolution 54**(3): 1069-73.
Schnell, R. 1950. **La forêt dense. Introduction a l'étude botanique de la région forestière d'Afrique Occidentale**. Paul Lechevalier.
Schnell, R. 1970, 1971. **Introduction a la phytogéographie des pays tropicaux. Les problèmes généraux**. Gauthier-Villars. v.1 (1970), v.2 (1971).
Schnell, R. 1987. **La flore et la végétation de l'Amérique tropicale**. Masson. v.1.
Schnitzer, S.A. & F. Bongers. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 223-30.
Schnitzer, S.A.; J.W. Dalling & W.P. Carson. 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. **Journal of Ecology 88**(4): 655-66.
Schnitzer, S.A. & W.P. Carson. 2000. Have we forgotten the forest because of the trees? **Trends in Ecology & Evolution 15**(9): 375-6.
Schofield, W.B. 1985. **Introduction to bryology**. Macmillan.

Schönenberger, W. & P. Brang eds. 2001. Structure of mountain forests. Assessment, impacts, management, modelling. **Forest Ecology and Management 145**(1-2): 1-161.
Schultz, A.R. 1957. Some fitogeografical and fitological data from Rio Grande do Sul, Brazil. **Vegetatio 7**(5/6): 355-60.
Schupp, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. **Vegetatio 107/108**: 15-29.
Schupp, E.W.; T. Milleron & S.E. Russo. 2002. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.19-33.
Segadas-Vianna, F. 1968. Ecology of the Itatiaia Range, southeastern Brazil. I – Altitudinal zonation of the vegetation. **Arquivos do Museu Nacional 53**: 7-30.
Segadas-Vianna, F. & L. Dau. 1968. Ecology of the Itatiaia Range, southeastern Brazil. II – Climates and altitudinal climatic zonation. **Arquivos do Museu Nacional 53**: 31-53.
Sehnem, A. 1977. As filicíneas do sul do Brasil, sua distribuição geográfica, sua ecologia e suas rotas de migração. **Pesquisas, Botânica** (31): 1-108.
Sehnem, A. 1979. Semelhanças e diferenças nas formações florestais do sul do Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia 1**(1): 111-35.
Seibert, P. 1996. **Farbatlas Südamerika. Landschaften und Vegetation**. Ulmer.
Seitz, R.A. 1976. Estudo da variação da radiação solar, temperatura e umidade relativa do ar no interior de uma mata de *Araucaria angustifolia* em relação ao terreno livre. **Floresta 7**(2): 36-45.
Seltzer, G.O. 2001. Late Quaternary glaciation in the tropics: future research directions. **Quaternary Science Reviews 20**(10): 1063-6.
Senna, R.M. & J.L. Waechter. 1997. Pteridófitas de uma floresta com araucária. 1. Formas biológicas e padrões de distribuição geográfica. **Iheringia, Série Botânica** (48): 41-58.
Sevegnani, L. & L.R.M. Baptista. 1996. Composição florística de uma floresta secundária, no âmbito da floresta atlântica, Maquiné, RS. **Sellowia 45-8**(45-8): 47-71.
Shaw, J.D. & D.M. Bergstrom. 1997. A rapid assessment technique of vascular epiphyte diversity at forest and regional levels. **Selbyana 18**(2): 195-9.
Sheil, D. 2001. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. **Plant Ecology 155**(2): 183-99.
Shmida, A. & T.L. Burgess. 1988. Plant growth-form strategies and vegetation types in arid environments. **In** M.J.A. Werger, P.J.M. van der Aart, H.J. During & J.T.A. Verhoeven eds., **Plant form and vegetation structure**. SPB Academic Publishing. p.211-41.
Sifeddine, A.; L. Martin; B. Turcq; C. Volkmer-Ribeiro; F. Soubiès; R.C. Cordeiro & K. Suguio. 2001. Variations of the Amazonian rainforest environment: a sedimentological record covering 30,000 years. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 168**(3-4): 221-35.
Silva, L.N.M.; L.T. Winckler-Sosinski; T. Berger & A. Schwarzbold. 2001. Influência de fatores ambientais na composição florística de uma turfeira de altitude no município de São José dos Ausentes, RS-Brasil. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.230.
Silverstone-Sopkin, P.A. & J.E. Ramos-Pérez. 1995. Floristic exploration and phytogeography of the Cerro del Torrá, Chocó, Colombia. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.169-86.
Simon, M.F. & C. Proença. 2000. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (Mimosoideae, Leguminosae) in the *Cerrado* biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? **Biological Conservation 96**(2): 279-96.
Siqueira, J.C. 1992. Estudos fisiográficos e florísticos em área de encosta de altitude de mata atlântica. **Eugeniana** (19): 11-8.
Siqueira, J.O.; M.A.C. Carneiro; N. Curi; S.C.S. Rosado & A.C. Davide. 1998. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management 107**(1-3): 241-52.
Siqueira, M.F. 1994. **Análise florística e ordenação de espécies arbóreas da Mata Atlântica através de dados binários**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Biologia Vegetal da Unicamp.
Sipman, H.J.M. & R.C. Harris. 1989. Lichens. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.303-9. (Ecosystems of the world, 14B).
Slatyer, R.O. & I.R. Noble. 1992. Dynamics of montane treelines. **In** A.J. Hansen & F. di Castri eds., **Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows**. Springer-Verlag. p.346-59. (Ecological Studies, 92).
Smith, J.F. 2001. High species diversity in fleshy-fruited tropical understory plants. **American Naturalist 157**(6): 646-53.
Smith, L.B. 1962. Origins of the flora of southern Brazil. **Contributions from the United States National Herbarium 35**(3): 215-49.
Smith-Ramírez, C.; J.J. Armesto & J. Figueroa. 1998. Flowering, fruiting and seed germination in Chilean rain forest Myrtaceae: ecological and phylogenetic constraints. **Plant Ecology 136**(2): 119-31.
Snedaker, S.C. 1980. Successional immobilization of nutrients and biologically mediated recycling in tropical forests. **Biotropica 12**(2, suppl.): 16-22.
Soares, R.V. 1980. Considerações sobre a regeneração natural da *Araucaria angustifolia*. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.173-6. [também em Floresta 10: 12-8, 1979].
Soares, R.V. 1990. Fire in some tropical and subtropical South American vegetation types: an overview. **In** J.G. Goldammer ed., **Fire in the tropical biota**. Springer-Verlag. p.63-81. (Ecological Studies, 84).
Sobral, M. 1992. Aparados da Serra: tesouro biológico. **Os Aparados** (5): 1-4.
Spichiger, R.; R. Palese; A. Chautems & L. Ramella. 1995. Origin, affinities and diversity hot spots of the Paraguayan dendrofloras. **Candollea 50**(2): 515-37.

Spina, A.P.; W.M. Ferreira & H.F. Leitão Filho. 2001. Floração, frutificação e síndromes de dispersão de uma comunidade de floresta de brejo na região de Campinas (SP). **Acta Botanica Brasilica 15**(3): 349-68.
Stadtmüller, T. 1987. **Cloud forests in the humid tropics: a bibliographic review**. United Nations University & Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.
Stebbins, G.L. 1981. Why are there so many species of flowering plants? **BioScience 31**(8): 573-7.
Steininger, M.K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology 16**(5): 689-708.
Stern, M.J. 1995. Vegetation recovery on earthquake-triggered landslides sites in the Ecuadorian Andes. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.207-22.
Stern, M.J.; K. Goodell & D.K. Kennard. 1999. Local distribution of *Chusquea tomentosa* (Poaceae: Bambusoideae) before and after a flowering event. **Biotropica 31**(2): 365-8.
Stevens, G.C. & J.F. Fox. 1991. The causes of treeline. **Annual Review of Ecology and Systematics 22**: 177-91.
Stewart, C.G. 2000. A test of nutrient limitation in two tropical montane forests using root ingrowth cores. **Biotropica 32**(2): 369-73.
Stewart, J.R. & A.M. Lister. 2001. Cryptic northern refugia and the origins of the modern biota. **Trends in Ecology & Evolution 16**(11): 608-13.
Stiles, F.G. & L. Rosselli. 1993. Consumption of fruits of the Melastomataceae by birds: how diffuse is coevolution? **Vegetatio 107/108**: 57-73.
Stowe, L.G. & J.L. Brown. 1981. A geographical perspective on the ecology of compound leaves. **Evolution 35**(4): 818-21.
Street-Perrott, F.A.; Y. Huang; R.A. Perrott; G. Eglinton; P. Barker; L.B. Khelifa; D.D. Harkness & D.O. Olago. 1997. Impact of lower atmospheric carbon dioxide on tropical mountain ecosystems. **Science 278**(5342): 1422-6.
Strong Jr., D.R. 1977. Epiphyte loads, tree falls, and perennial forest disruption: a mechanism for maintaining higher tree species richness in the tropics without animals. **Journal of Biogeography 4**(3): 215-8.
Struminski, E. 1997. Parque Estadual Pico do Marumbi, estudo de vegetação e análise de áreas de instabilidade ambiental. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 16**(1-2): 107-19.
Struminski, E. 2001. **Parque Estadual Pico do Marumbi**. Ed. da UFPR.
Sudesul [Superintendência do Desenvolvimento da Região Sul]. 1978. **Vegetação atual da região sul**. Ministério do Interior/Sudesul.
Sugden, A.M. 1982a. The vegetation of the Serranía de Macuira, Guajira, Colombia: a contrast of arid lowlands and an isolated cloud forest. **Journal of the Arnold Arboretum 63**(1): 1-30.
Sugden, A.M. 1982b. The ecological, geographic, and taxonomic relationships of the flora of an isolated Colombian cloud forest, with some implications for island biogeography. **Journal of the Arnold Arboretum 63**(1): 31-61.
Sugden, A.M. 1983. Determinants of species composition in some isolated neotropical cloud forests. **In** S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick eds., **Tropical rain forest: ecology and management**. Blackwell Scientific Publications. p.43-56.
Sugden, A.M. & R.J. Robins. 1979. Aspects of the ecology of vascular epiphytes in Colombian cloud forests, I. The distribution of the epiphytic flora. **Biotropica 11**(3): 173-88.
Sugita, S. 1993. A model of pollen source area for an entire lake surface. **Quaternary Research 39**(2): 239-44.
Sugita, S. 1994. Pollen representation of vegetation in Quaternary sediments: theory and method in patchy vegetation. **Journal of Ecology 82**(4): 881-97.
Suguio, K. 1999. **Geologia do Quaternário e mudanças ambientais (passado + presente = futuro?)**. Paulo's Ed.
Sveinbjörnsson, B. 2000. North American and European treelines: external forces and internal processes controlling position. **Ambio 29**(7): 388-95.
Sylvestre, L.S. 1997. Pteridófitas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.41-52.
Tabarelli, M. & C.A. Peres. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation 106**(2): 165-76.
Tabarelli, M.; J.P. Villani & W. Mantovani. 1994. Estudo comparativo da vegetação de dois trechos de floresta secundária no Núcleo Santa Virgínia, Parque Estadual da Serra do Mar, SP. **Revista do Instituto Florestal 6**: 1-11.
Tabarelli, M. & W. Mantovani. 1997. Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 20**(1): 57-66.
Tabarelli, M. & W. Mantovani. 1998. Treefall gap colonization in the Brazilian Atlantic montane rainforest. **Tropical Ecology 39**(1): 15-22.
Tabarelli, M. & W. Mantovani. 1999a. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta tropical montana. **Revista Brasileira de Biologia 59**: 251-61.
Tabarelli, M. & W. Mantovani. 1999b. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Revista Brasileira de Botânica 22**(2): 217-23.
Tabarelli, M. & W. Mantovani. 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. **Plant Ecology 148**(2): 149-55.
Takhtajan, A. 1986. **Floristic regions of the world**. University of California Press.
Tallis, J.H. 1991. **Plant community history. Long-term changes in plant distribution and diversity**. Chapman and Hall.
Tanner, E.V.J. 1977. Four montane rain forests of Jamaica: a quantitative characterization of the floristics, the soils and the foliar mineral levels, and a discussion of the interrelations. **Journal of Ecology 65**(3): 883-918.
Tanner, E.V.J. 1980. Litterfall in montane rain forests of Jamaica and its relation to climate. **Journal of Ecology 68**: 833-48.

Tanner, E.V.J.; P.M. Vitousek & E. Cuevas. 1998. Experimental investigation of nutrient limitations of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology 79**(1): 10-22.
Tanner, E.V.J.; V. Kapos; S. Freskos; J.R. Healey & A.M. Theobald. 1990. Nitrogen and phosphorus fertilization of Jamaican montane forest trees. **Journal of Tropical Ecology 6**(2): 231-8.
Tanner, E.V.J.; V. Kapos & W. Franco. 1992. Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. **Ecology 73**(1): 78-86.
Taylor, J.S.; Y. Van de Peer & A. Meyer. 2001. Genome duplication, divergent resolution and speciation. **Trends in Genetics 17**(6): 299-301.
Teixeira, M.B. & A.B. Coura Neto. 1986. Vegetação. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. Folhas Porto Alegre e Lagoa Mirim. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.565-74, 588-93, 1 mapa.
Tekle, K.; I. Brackéus; J. Skoglund & Z. Woldu. 1997. Vegetation on hill slopes in southern Wello, Ethiopia: degradation and regeneration. **Nordic Journal of Botany 17**(5): 483-93.
Terborgh, J. 1973. On the notion of favorableness in plant ecology. **American Naturalist 107**(956): 481-501.
Terborgh, J. & E. Andresen. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. **Journal of Tropical Ecology 14**(5): 645-64.
Terborgh, J.; N. Pitman; M. Silman; H. Schichter & P. Núñez V. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.1-17.
Thomas, D.S. & D. Eamus. 2002. Seasonal patterns of xylem sap pH, xylem abscisic acid concentration, leaf water potential and stomatal conductance of six evergreen and deciduous Australian savanna tree species. **Australian Journal of Botany 50**(2): 229-36.
Thomas, M.F. 2001. Landscape sensitivity in time and space – an introduction. **Catena 42**(2-4): 83-98.
Thompson, J.N. 1994. **The coevolutionary process**. University of Chicago Press.
Thompson, J.N. 1999. The evolution of species interactions. **Science 284**(5423): 2116-8.
Tiffney, B.H. 1984. Seed size, dispersal syndromes, and the rise of the angiosperms: evidence and hypothesis. **Annals of the Missouri Botanical Garden 71**: 551-76.
Tiffney, B.H. & S.J. Mazer. 1995. Angiosperm growth habit, dispersal and diversification reconsidered. **Evolutionary Ecology 9**: 93-117.
Tilman, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology 80**(5): 1455-74.
Tomlinson, P.B. 1983. Structural elements of the rain forest. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.9-28. (Ecosystems of the world, 14A).
Torres, R.B.; F.R. Martins & L.S. Kinoshita. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 20**(1): 41-9.
Troll, C. 1960. The relationship between the climates, ecology and plant geography of the southern cold temperate zone and of the tropical high mountains. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 152**: 529-32.
Tryon, R.M. & A.F. Tryon. 1982. **Ferns and allied plants with special reference to tropical America**. Springer-Verlag.
Tsukaya, H. & T. Tsuge. 2001. Morphological adaptation of inflorescences in plants that develop at low temperatures in early spring: the convergent evolution of "downy plants". **Plant Biology 3**(5): 536-43.
Turelli, M.; N.H. Barton & J.A. Coyne. 2001. Theory and speciation. **Trends in Ecology & Evolution 16**(7): 330-43.
Turner, I.M. 1994a. Sclerophylly: primarily protective? **Functional Ecology 8**: 669-75.
Turner, I.M. 1994b. A quantitative analysis of leaf form in woody plants from the world's major broadleaved forest types. **Journal of Biogeography 21**(4): 413-9.
Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology 75**(2): 377-407.
Ule, E. 1895. Relatorio de uma excursão botanica feita na Serra do Itatiaia. **Archivos do Museu Nacional 9** [também denominada **Revista do Museu Nacional do Rio de Janeiro 1**]: 185-223. [edição bilíngüe, com uma versão integral em alemão].
Ule, E. 1900. Die Verbreitung der Torfmoose und Moore in Brasilien. **Botanische Jahrbücher für Systematik, Pflanzengeschichte und Pflanzengeographie 27**: 238-51.
Ururahy, J.C.C.; J.E.R. Collares; M.M. Santos & R.A.A. Barreto. 1983. Vegetação. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.32, p.553-623, 1 mapa.
Valdevino, J.A.; P.S.A. Sá & K.C. Pôrto. 2002. Musgos pleurocárpicos de mata serrana em Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica 16**(2): 161-74.
Valencia, N. 1993. Composition and structure of a dry cloud forest of north-western Peru. **AAU Reports 31**: 99.
Valentin, J.L. 2000. **Ecologia numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Interciência.
van den Berg, E. & A.T. Oliveira-Filho. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica 23**(3): 231-53.
van der Hammen, T. & H. Hooghiemstra. 2000. Neogene and Quaternary history of vegetation, climate, and plant diversity in Amazonia. **Quaternary Science Reviews 19**(8): 725-42.
van der Pijl, L. 1972. **Principles of dispersal in higher plants**. 2ed. Springer-Verlag.
Van der Putten, W.H.; L.E.M. Vet; J.A. Harvey & F.L. Wäckers. 2001. Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 547-54.
van Groenendael, J.; J. Ehrlén & B.M. Svensson. 2000. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica 35**(2): 107-14.

Van Velzen, H.P.; W.H. Wijtzes & M. Kappelle. 1993. Lista de especies de la vegetación secundaria del piso montano pacífico, Cordillera de Talamanca, Costa Rica. **Brenesia** (39-40): 147-61.
Vázquez G., J.A.; R. Cuevas G.; T.S. Cochrane; H.H. Iltis; F.J. Santana M. & L. Guzmán H. 1995. Flora de Manantlán. **Sida, Botanical Miscellany** (13): i-xxxvii, 1-315.
Vázquez G., J.A. & T.J. Givnish. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. **Journal of Ecology 86**(6): 999-1020.
Veblen, T.T.; F.M. Schlegel & B. Escobar R. 1980. Structure and dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in the Valdivian Andes, Chile. **Journal of Ecology 68**(1): 1-31.
Veloso, H.P. 1962. Os grandes clímaces do Brasil. I – Considerações sôbre os tipos vegetativos da região sul. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 60**(2): 175-93, +10 est.
Veloso, H.P. 1966. **Atlas florestal do Brasil. Forest atlas of Brazil**. Ministério da Agricultura.
Veloso, H.P. org. 1992. Sistema fitogeográfico. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE. p.9-38. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).
Veloso, H.P.; A.L.R. Rangel Filho & J.C.A. Lima. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE.
Veloso, H.P. & H.E. Strang. 1970. Alguns aspectos fisionômicos da vegetação do Brasil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 68**(1): 9-76.
Veloso, H.P. & L. Góes-Filho. 1982. Fitogeografia brasileira. Classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. **Boletim Técnico do Projeto Radambrasil, Série Vegetação** (1): 3-79.
Veloso, H.P. & R.M. Klein. 1968. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. VI. Agrupamentos arbóreos dos contra-fortes da Serra Geral situados ao sul da costa catarinense e ao norte da costa sul-riograndense. **Sellowia 20**(20): 127-80.
Veneklaas, E.J.; R.J. Zagt; A. Van Leerdam; R. Van Ek; A.J. Broekhoven & M. Van Genderen. 1990. Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane tropical rain forest, Colombia. **Vegetatio 89**(2): 183-92.
Villagran, C. 1991. Historia de los bosques templados del sur de Chile durante el Tardiglacial y Postglacial. **Revista Chilena de Historia Natural 64**: 447-60.
Villela, R.J. 2002. Ventos que abrem clareiras na floresta tropical. **Scientific American Brasil 1**(2): 14-5.
Vincens, A.; M.A. Dubois; B. Guillet; G. Achoundong; G. Buchet; V.K.K. Beyala; C. Namur & B. Riera. 2000. Pollen-rain–vegetation relationships along a forest–savanna transect in southeastern Cameroon. **Review of Palaeobotany and Palinology 110**(3-4): 191-208.
Virtanen, R.; A.E. Johnston; M.J. Crawley & G.R. Edwards. 2000. Bryophyte biomass and species richness on the Park Grass Experiment, Rothamsted, UK. **Plant Ecology 151**(2): 129-41.
Vitousek, P.M. 1985. Community turnover and ecosystem nutrient dynamics. **In** S.T.A. Pickett & P.S. White eds., **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press. p.325-33.
Vogelmann, H.W. 1973. Fog precipitation in the cloud forests of eastern Mexico. **BioScience 23**(2): 96-100.
Wadsworth, F.H. & J.A. Bonnet. 1951. Soil as a factor in the occurrence of two types of montane forest in Puerto Rico. **Caribbean Forester 12**: 67-70.
Waechter, J.L. 1986. Epífitos vasculares da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (34): 39-49.
Waechter, J.L. 1992. **O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.
Waechter, J.L. 1998. Epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil subtropical. **Revista Ciência e Natura 20**: 43-66.
Waechter, J.L. & J.A. Jarenkow. 1994. Distribuição latitudinal de espécies arbóreas na Planície Costeira do Rio Grande do Sul. **Resumos do XLV Congresso Nacional de Botânica**. Unisinos & SBB. p.357-8.
Waide, R.B.; J.K. Zimmerman & F.N. Scatena. 1998. Controls of primary productivity: lessons from the Luquillo Mountains in Puerto Rico. **Ecology 79**(1): 31-7.
Walker, D. & X. Sun. 2000. Pollen fall-out from a tropical vegetation mosaic. **Review of Palaeobotany and Palinology 110**(3-4): 229-46.
Walker, L.R.; D.J. Zarin; N. Fetcher; R.W. Myster & A.H. Johnson. 1996a. Ecosystem development and plant succession on landslides in the Caribbean. **Biotropica 28**(4a): 566-76.
Walker, L.R.; J.K. Zimmerman; D.J. Lodge & S. Guzmán-Grajales. 1996b. An altitudinal comparison of growth and species composition in hurricane-damaged forests in Puerto Rico. **Journal of Ecology 84**(6): 877-89.
Walter, H. 1986. **Vegetação e zonas climáticas. Tratado de ecologia global**. E.P.U.
Wang, B.C. & T.B. Smith. 2002. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 379-85.
Wardle, P. 1985. New Zealand timberlines. 1. Growth and survival of native and introduced tree species in the Craigieburn Range, Canterbury. 2. A study of forest limits in the Crow Valley near Arthur's Pass, Canterbury. 3. A synthesis. **New Zealand Journal of Botany 23**(2): 219-34, 235-61, 263-71.
Wardle, P.; C. Ezcurra; C. Ramírez & S. Wagstaff. 2001. Comparison of the flora and vegetation of the southern Andes and New Zealand. **New Zealand Journal of Botany 39**(1): 69-108.
Waser, N.M.; L. Chittka; M.V. Price; N.M. Williams & J. Ollerton. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. **Ecology 77**(4): 1043-60.
Watchman, A.L. & C.R. Twidale. 2002. Relative and 'absolute' dating of land surfaces. **Earth-Science Reviews 58**(1-2): 1-49.
Weathers, K.C. 1999. The importance of cloud and fog in the maintenance of ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution 14**(6): 214-5. ["cloud" e "fog" são tratados como sinônimos no artigo].
Weaver, P.L. 1990. Succession in the elfin woodland of the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Biotropica 22**(1): 83-9.

Weaver, P.L. 1995. The colorado and dwarf forests of Puerto Rico's Luquillo Mountains. **In** A.E. Lugo & C. Lowe eds., **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag. p.109-41. (Ecological Studies, 112).
Weaver, P.L.; E. Medina; D. Pool; K. Dugger; J. Gonzales-Liboy & E. Cuevas. 1986. Ecological observations in the dwarf cloud forest of the Luquillo Mountains in Puerto Rico. **Biotropica 18**(1): 79-85.
Webb III, T. & P.J. Bartlein. 1992. Global changes during the last 3 million years: climatic controls and biotic responses. **Annual Review of Ecology and Systematics 23**: 141-73.
Webster, G.L. 1995. The panorama of Neotropical cloud forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.53-77.
Webster, G.L. & R.M. Rhode. 2001. Plant diversity of an Andean cloud forest: inventory of the vascular plants of Maquipucuna, Ecuador. **University of California Publications in Botany 82**. [http://herbarium.ucdavis.edu/maqui/].
Westerberg, L.-O. & C. Christiansson. 1999. Highlands in East Africa: unstable slopes, unstable environments? **Ambio 28**(5): 419-29.
Wettstein, R.R.v. 1970. **Plantas do Brasil. Aspectos da vegetação do sul do Brasil**. Edgard Blücher & Ed. da USP.
Wheeler, B.D. & M.C.F. Proctor. 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. **Journal of Ecology 88**(2): 187-203.
Whelan, S.; P. Liò & N. Goldman. 2001. Molecular phylogenetics: state-of-the-art methods for looking into the past. **Trends in Genetics 17**(5): 262-72.
Whinam, J.; L.A. Barmuta & N. Chilcott. 2001. Floristic description and environmental relationships of Tasmanian *Sphagnum* communities and their conservation management. **Australian Journal of Botany 49**(6): 673-85.
Whitmore, T.C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. **In** A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore & M. Hadley eds., **Rain forest regeneration and management**. UNESCO & Parthenon. p.67-89. (Man and the Biosphere, 6).
Whitmore, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. **In** M.D. Swaine ed., **The ecology of tropical forest tree seedlings**. UNESCO & Parthenon. p.3-39. (Man and the Biosphere, 17).
Whitmore, T.C. 1998. **An introduction to tropical rain forests**. 2ed. Oxford University Press.
Widholzer, C.F.N. & P.L. Oliveira. 1994. Tipo fotossintético e anatomia foliar de *Sophronitis coccinea* (Orchidaceae). **Napaea** (10): 23-30.
Widmer, A. & C. Lexer. 2001. Glacial refugia: sanctuaries for allelic richness, but not for gene diversity. **Trends in Ecology & Evolution 16**(6): 267-9.
Wille, M.; H. Hooghiemstra; R. Hofstede; J. Fehse & J. Sevink. 2002. Upper forest line reconstruction in a deforested area in northern Ecuador based on pollen and vegetation analysis. **Journal of Tropical Ecology 18**(3): 409-40.
Williams-Linera, G. 1997. Phenology of deciduous and broadleaved-evergreen tree species in a Mexican tropical lower montane forest. **Global Ecology and Biogeography Letters 6**(2): 115-27.
Williams-Linera, G. 1999. Leaf dynamics in a tropical cloud forest: phenology, herbivory, and life span. **Selbyana 20**(1): 98-105.
Williams-Linera, G. & J. Tolome. 1996. Litterfall, temperate and tropical dominant trees, and climate in a Mexican lower montane forest. **Biotropica 28**(4b): 649-56.
Willis, K.J. & R.H. Whittaker. 2000. The refugial debate. **Science 287**(5457): 1406-7.
Willson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. **Vegetatio 107/108**: 261-80.
Wohlgemuth, T.; M. Bürgi; C. Scheidegger & M. Schütz. 2002. Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. **Forest Ecology and Management 166**(1-3): 1-15.
Wolda, H. 1987. Seasonality and the community. **In** J.H.R. Gee & P.S. Giller eds., **Organization of communities, past and present**. Blackwell Scientific Publications. p.69-95.
Wolf, J.H.D. 1993. Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. **Annals of the Missouri Botanical Garden 80**(4): 928-60.
Woodward, F.I. 1987. **Climate and plant distribution**. Cambridge University Press.
Young, K.R. 1991. Natural history of an understory bamboo (*Chusquea* sp.) in a tropical timberline forest. **Biotropica 23**(4b): 542-54.
Young, K.R. & B. León. 1990. Catálogo de las plantas de la zona alta del Parque Nacional Rio Abiseo, Peru. **Publicaciones del Museo de Historia Natural UNMSM, Serie Botánica** (34): 1-37.
Young, K.R. & B. León. 1995. Connectivity, social actors, and conservation policies in the central Andes: the case of Peru's montane forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.653-61.
Zahawi, R.A. & C.K. Augspurger. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica 31**(4): 540-52.
Zegers, C.D. 1993. **Bosques templados de Chile y Argentina. Variación, estructura y dinámica**. 3ed. Editorial Universitaria.
Zotz, G. 1999. Altitudinal changes in diversity and abundance of non-vascular epiphytes in the tropics – an ecophysiological explanation. **Selbyana 20**(2): 256-60.
Zuloaga, F.O.; O. Morrone & D. Rodríguez. 1999. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. **Kurtziana 27**(1): 17-167.
Zwieniecki, M.A. & M. Newton. 1995. Roots growing in rock fissures: their morphological adaptation. **Plant and Soil 172**(2): 181-7.

Tabela 4.9 – Espécies vasculares das matinhas nebulares (MN) e das transições (Tr) entre MN e vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral (SC/RS).

MN e **Tr** = ocorrência na MN e em Tr de cada **área amostrada** (de norte para sul): **C** = Serra do Corvo Branco e imediações; **I** = Morro da Igreja e imediações; **R** = Serra do Rio do Rastro e imediações; **S** = Serra da Rocinha e imediações. **N** = número de exsicatas obtidas.

Abundância da espécie na MN de cada área (escala acors): **s** = super-rara ou raríssima ou quase ausente, com 1-5 indivíduos ou em apenas 1 local; **r** = rara, com 6-24 indivíduos e no mínimo em 2 locais; **o** = ocasional, com 25-100 indivíduos e no mínimo em 3 locais; **c** = comum, com 101-400 indivíduos e no mínimo em 4 locais; **a** = abundante, com mais de 400 indivíduos e no mínimo em 5 locais; **?** = abundância não estimada.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Aspleniaceae	Asplenium araucarieti Sehnem - ep/terr	o	a	a	?	CIRS		6
	Asplenium divergens Mettenius ex Baker - ep	s				C		4
	Asplenium incurvatum Fée - ep/terr	?	a	a	?	CIRS		8
	Asplenium martianum C. Christensen - ep/terr	o	c	c	?	CIRS	R	5
	Asplenium pseudonitidum Raddi				r	S		1
	Asplenium cf. raddianum Gaudichaud (=A. brasiliense Raddi) - e/t			r		R		4
	Asplenium serra Langsdorff & Fischer	s				C		1
	Asplenium squamosum L. - km 12, raro, grande, terr		s			I		3
Blechnaceae	Blechnum australe L. (=B. auriculatum) - pinas basais reduzidas		r			I	R	9
	Blechnum binervatum (Poiret) Morton & Lellinger (=B. kunthianum,							
	=B. meridense)	s				C	C	1
	Blechnum imperiale (Fée & Glaziou) Christ - 35 pinas, esc. finas	r	o	o	?	CIRS		4
	Blechnum cf. macahense Brade - 1 m altura		r			I		1
	Blechnum penna-marina (Poiret) Kuhn	?	a	a	?	CIRS	CI	6
	Blechnum regnellianum (Kunze) C. Christensen	c	c	c	c	CIRS	C RS	5
	Blechnum sp. - tb. Praia Grande	r				C	C	3
	Blechnum sp. - epíf S, terr C - forma jovem dum grande terrícola?	r			s	C S		1
Dennstaedtiaceae	Dennstaedtia dissecta (Swartz) T. Moore -1070m (=D. obtusifolia)			s		R	R	2
	Histiopteris incisa (Thunberg) J. Smith	o	o	o	o	CIRS		5
	Hypolepis repens (L.) C. Presl (inclui H. sellowiana)		a	c	o	IRS		1
	Pteridium aquilinum (L.) Kuhn	o	o	o	c	CIRS	CIRS	1
Dicksoniaceae	Dicksonia sellowiana Hooker	a	a	a	a	CIRS	CIRS	1
Dryopteridaceae	Athyrium filix-femina (L.) Roth	o	a	c	?	CIRS		6
	Ctenitis connexa (Kaulfuss) Copeland	s				C	C	1
	Cystopteris fragilis (L.) Bernhardi						R	3
	Diplazium intercalatum Christ ou D. petersenii (Kunze) Christ	r		r		C R	C R	3
	Dryopteris wallichiana (Sprengel) N. Hylander (=D. paleacea,							
	=D. parallelogramma)	o	o			CI	I	4
	Elaphoglossum edwallii Rosenstock	s				C	C	3
	Elaphoglossum sellowianum (Klotzsch) T. Moore	?	a	a	?	CIRS		14
	Lastreopsis amplissima (C. Presl) Tindale	s				C	C	2
	Polystichum aff. lanosum Fée - com forma jovem só pinada??		r			I	I	6
	Polystichum aff. platyphyllum (Willdenow) C. Presl	?	o	r		CIR		3
	Rumohra adiantiformis (J.G.A. Forster) Ching - epíf C	r	r	r	?	CIRS	CIRS	3
Gleicheniaceae	Dicranopteris nervosa (Kaulfuss) Ching - só duas pinas			r		R	C S	5
Hymenophyllaceae	Hymenophyllum caudiculatum Martius - terr/rup, pecíolo alado	r	s	s	?	CIRS		3
	Hymenophyllum fucoides (Swartz) Swartz - r/t, ápice dent., 1650m	r	s	?	?	CIRS		3
	Hymenophyllum magellanicum (Klotzsch) Willdenow - r/t/e, ala-interr.	?	a	a	a	CIRS		6
	Hymenophyllum polyanthos (Swartz) Swartz - ep/terr/rup, glabro	a	a	a	a	CIRS		8
	Hymenophyllum rufum Fée - ep/rup, super-piloso	o	r	?	?	CIRS		3
Lophosoriaceae	Lophosoria quadripinnata (J.F. Gmelin) C. Christensen				r	S	C S	2
Lycopodiaceae	Lycopodium alopecuroides L.						C	2
	Lycopodium assurgens Fée - baixo, amarelado						I	3
	Lycopodium sp. [Huperzia badiniana B. Ollgaard & P. Windisch]						I	2
	Lycopodium cernuum L.						S	2
	Lycopodium clavatum L.						I S	3
	Lycopodium quadrifariatum Bory	?	a	a	?	CIRS		13
	Lycopodium thyoides Humboldt & Bonpland ex Willdenow	r	r		r	CI S	CI S	7
Marattiaceae	Marattia laevis J. Smith (=Marattia kaulfussii Hooker)	s	r	s	?	CIRS	C S	3

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Plagiogyriaceae	Plagiogyria semicordata (C. Presl) Christ (=P. fialhoi)	o	o	o	o	CIRS		4
Polypodiaceae	Campyloneurum austrobrasilianum (Alston) de la Sota	?	a	a	c	CIRS		7
	Campyloneurum fallax Fée (=Polypodium longipetiolatum)	r		o	r	C RS		6
	Campyloneurum minus Fée - cartácea			s		R		1
	Grammitis achilleifolia (Kaulfuss) R. & A. Tryon	o		c	c	C RS		2
	Grammitis sp. [Polypodium albidulum Baker]	s				C		1
	Grammitis cultrata (Bory ex Willdenow) Proctor			s		R		1
	Grammitis organensis Gardner	a	a	a	a	CIRS		11
	Grammitis pilosissima (M. Martens & Galeotti) C.V. Morton		?			I		7
	Grammitis punctata Raddi (=Cochlidium paucinervatum) - ep C	r			r	C S	S	6
	Microgramma squamulosa (Kaulfuss) de la Sota	o		o	o	C RS	R	4
	Pleopeltis macrocarpa (Bory ex Willdenow) Kaulfuss (lanceolatum)	?	c	a	a	CIRS		10
	Polypodium catharinae Langsdorff & Fischer	?		?	?	C RS		5
	Polypodium hirsutissimum Raddi	o		o	o	C RS	I	14
	Polypodium pectinatiforme Lindman	?				C		3
	Polypodium recurvatum Kaulfuss	r		r		C R	C R	5
	Polypodium siccum Lindman			s		R		1
	Polypodium typicum Fée (=P. pleopeltidis Fée?)	a	a	a	a	CIRS	R	4
Pteridaceae	Adiantum pseudo-tinctum Hieronymus - + da mata atl. enc.						C R	3
	Adiantum raddianum C. Presl	r	r	o	r	CIRS	CIRS	16
	Eriosorus myriophyllus (Swartz) Copeland				r	S	S	4
	Lindsaea botrychioides Saint-Hilaire				s	S		1
	Pityrogramma calomelanos (L.) Link						C	2
Selaginellaceae	Selaginella marginata (Humboldt & Bonpland ex Willdenow) Spring		o	o		IR		4
Thelypteridaceae	Thelypteris cf. juergensii (Rosenstock) Reed		s			I		2
	Thelypteris metteniana Ching (=T. mettenii, =Dryopteris palustris)			s		R	R	1
	Thelypteris pachyrachis (Kunze ex Mettenius) Ching						C R	2
	Thelypteris aff. pachyrachis (Kunze ex Mettenius) Ching						C	1
	Thelypteris cf. rivularioides (Fée) Abbiatti		r			I		2
	Thelypteris sanctae-catharinae (Rosenstock) Ponce	a	a	a	?	CIRS		4
	Thelypteris stieri (Rosenstock) Reed						C	1
	Thelypteris torresiana (Gaudichaud) Alston						C	1
Vittariaceae	Vittaria lineata (L.) J.E. Smith	o	o	o	?	CIRS		4
Araucariaceae	Araucaria angustifolia (Bertoloni) Kuntze - só estéril	o	o	o	?	CIRS		
Acanthaceae	Justicia floribunda (C. Koch) Wasshausen (=J.pauciflora, J. rizzinii)	r		r		C R	R	8
Anacardiaceae	Schinus polygamus (Cavanilles) Cabrera	r	o	r	?	CIRS	R	4
Apiaceae	Apium leptophyllum (Persoon) F.J.H. Mueller var. latisectum							
	(Urban) Mathias & Constance	r	o		?	CI S		4
	Apium sellowianum K.H. Wolff		s			I		3
	Eryngium cf. pandanifolium Chamisso & Schlechtendal		s			I		2
	Eryngium raulinoi Mathias & Constance		s			I	CI	6
	Eryngium smithii Mathias & Constance	o	a	c	?	CIRS	CIRS	8
	Hydrocotyle itatiaiensis Brade	a	a	a	?	CIRS		6
	Hydrocotyle pusilla A. Richard - peltada			s		R		2
	Hydrocotyle quinqueloba Ruiz & Pavón	r	r	r	r	CIRS	S	2
Apocynaceae	Mandevilla atroviolacea (Stadelmeyer) Woodson						R	2
	Mandevilla sellowiii (Müller Argoviensis) Woodson - tubo amarelo						C R	2
Aquifoliaceae	Ilex chamaedryfolia Reissek			r		R	R	5
	Ilex microdonta Reissek	a	a	a	a	CIRS	IRS	30
	Ilex paraguariensis Saint-Hilaire	o	r	r	?	CIRS		2
	Iiex taubertiana Loesener (=I. kleinii)				r	S		6
	Ilex theezans Martius ex Reissek				s	S		1
Araliaceae	Oreopanax fulvus E. Marchal	o	c	o	o	CIRS	CIRS	3
Asclepiadaceae	Orthosia urceolata Fournier	s				C		3
	Oxypetalum appendiculatum Martius	r	s		r	CI S	I	4
	Oxypetalum kleinii Fontella & Marquete			?		R		6
	Oxypetalum sp. nova?	?				C		7
	Schistogyne mosenii (Malme) T. Meyer		r			I		4
	Tassadia subulata (Vellozo) Fontella & Schwarz	r	o	r	?	CIRS	S	3

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Asteraceae	Baccharidastrum triplinervium (Lessing) Cabrera	r	o			CI	R	6
	Baccharis anomala DC.	r	r	r	r	CIRS	C RS	2
	Baccharis aracatubensis Teodoro & Hatschbach ex G.M. Barroso		r			I	I	4
	Baccharis articulata (Lamarck) Persoon		r			I		1
	Baccharis brachylaenoides DC.	c	a	c	c	CIRS	CIRS	15
	Baccharis cassiniifolia DC.	o		o		C R		8
	Baccharis crispa Sprengel		?			I		4
	Baccharis dentata (Vellozo) G.M. Barroso	o	c	o	o	CIRS		5
	Baccharis elaeagnoides Steudel ex Baker	?	r	?	?	CIRS	R	4
	Baccharis aff. elaeagnoides Steudel ex Baker		s			I	I	4
	Baccharis cf. eriocIada DC. - micr disc c/ pecíolo		a			I	I	11
	Baccharis lateralis Baker - obovada, ramo jovem não seríceo		r		o	I S	I S	5
	Baccharis leucopappa DC.		c		c	I S	CI S	9
	Baccharis lymanii G.M. Barroso	o		o	r	C RS	C	8
	Baccharis megapotamica Sprengel		o	o	o	IRS	R	12
	Baccharis microdonta DC.		o			I	CI	15
	Baccharis milleflora (Lessing) DC.				?	S	C	2
	Baccharis nummularia Heering ex Malme - microfilo discolor		o	?		IR		7
	Baccharis organensis Baker	r	o			CI	CI	6
	Baccharis oxyodonta DC.		r			I	R	4
	Baccharis paranaensis Heering & Dusén	r	r	r		CIR	R	9
	Baccharis cf. phyteumoides (Lessing) DC. - aIada e c/folhas	?	c			CI	C	3
	Baccharis pseudovillosa Teodoro			s		R		3
	Baccharis retusa DC.	o	o	?	?	CIRS	CI S	12
	Baccharis semiserrata DC.		r			I		2
	Baccharis tridentata Vahl		s			I		7
	Baccharis trimera (Lessing) DC.	o	o	o	o	CIRS	CIRS	6
	Baccharis uncinella DC. - microfilo discolor	a	a	a	a	CIRS	CIRS	14
	Baccharis cf. vincifolia Baker - só estéril		s			I		
	Baccharis sp. - folha filiforme [B. minutiflora, det Cabrera, HBR]	s				C	CIR	9
	Calea cf. pinnatifida (R. Brown) Lessing - ou C. serrata Lessing?				s	S	S	2
	Chaptalia cordifolia (Baker) Cabrera		o	r		IR	R	5
	Chaptalia nutans (L.) Polakowsky		s			I		1
	Conyza macrophylla Sprengel	s	s			CI		3
	Conyza sumatrensis (Retzius) E.H. Walker (=C. floribunda)	o	c	o	o	CIRS	RS	8
	Dasyphyllum synacanthum (Baker) Cabrera - Praia Grande! S?	s	r	s		CIR	R	6
	Elephantopus mollis Kunth			s	s	RS		1
	Erechtites hieraciifolia (L.) Rafinesque ex DC.		o			I		1
	Erechtites valerianifolia (Wolf) DC.		o		o	I S		2
	Erigeron catarinense Cabrera	r	r	r		CIR	C R	4
	Erigeron maximus (D. Don) DC.				r	S		4
	Eupatorium alpestre Gardner			s		R	R	2
	Eupatorium blumenavii Hieronymus						C	3
	Eupatorium bupleurifolium DC.	o	o			CI	CI	8
	Eupatorium catharinense Cabrera		r			I	R	1
	Eupatorium compressum Gardner	r				C	C	3
	Eupatorium gaudichaudianum DC.		r	r	o	IRS	R	9
	Eupatorium intermedium DC.	o				C	CI	7
	Eupatorium inulifolium H.B.K.	o	o	o		CIR	CIR	8
	Eupatorium cf. itatiayense Hieronymus - folha lanceolada		o	r	r	IRS	I S	4
	Eupatorium laete-virens Hooker & Arnott		r			I	C	5
	Eupatorium cf. lymansmithii - folha + ovada	a	a	a	a	CIRS		5
	Eupatorium malachophyllum Klatt	r				C	C	5
	Eupatorium picturatum Malme - flor rosada, glabro	c	a	o	?	CIRS	IRS	9
	Eupatorium rufescens P.W. Lund ex DC.	s				C	C RS	4
	Eupatorium serratum Sprengel	a	a	a	a	CIRS	CIRS	15
	Gamochaeta aff. simplicicaulis (Willdenow ex Sprengel) Cabrera		r			I		2
	Holocheilus aff. illustris (Vellozo) Cabrera	s	r			CI		6
	Jaegeria hirta (Lagasca) Lessing		r		r	I S		2

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Asteraceae	Jungia sellowii Lessing	s				C		1
	Mikania aff. chlorolepis Baker	o	r		?	CI S		2
	Mikania dentata Sprengel (=M. ternata)	s			s	C S	C	1
	Mikania involucrata Hooker & Arnott	r	r	o		CIR	R	5
	Mikania lanuginosa DC.	o				C	C	10
	Mikania orleansensis Hieronymus	c	c	c	?	CIRS	RS	7
	Mikania paranensis Dusén	o	o	o	o	CIRS	C RS	5
	Mikania aff. vitifolia DC.	?	o		?	CI S		2
	Mutisia campanulata Lessing - caule alado	r	o		r	CI S	R	3
	Mutisia speciosa Aiton ex Hooker - caule não alado	r	r	r		CIR		1
	Pamphalea smithii Cabrera		s			I		7
	Perezia sonchifolia Baker		s			I		1
	Piptocarpha ramboi G.L. Smith [~P. notata]				r	S		3
	Senecio brasiliensis (Sprengel) Lessing		r			I	R	3
	Senecio desiderabilis Vellozo	a	a	a	a	CIRS	CIRS	4
	Senecio oreophilus Dusén	o	c	o	s	CIRS	CI	6
	Senecio paranensis Malme	c	c	o	r	CIRS	CI S	9
	Senecio ramboanus Cabrera	r	r			CI	CI	6
	Senecio stigophlebius Baker	s				C		2
	Senecio subnemoralis Dusén	r		s		C R	C RS	5
	Senecio sp. nova (folha triangular e coriácea)						IR	4
	Stevia claussenii Schultz-Bipontinus ex Baker	s				C	C RS	12
	Trixis praestans (Vellozo) Cabrera						C RS	3
	Verbesina sp.1 - 1 capítulo grande, sp. nova?						RS	5
	Verbesina sp.2 - vários capítulos	s		s		C R	C R	3
	Vernonia catharinensis Cabrera	?	o	o	?	CIRS	S	5
	Vernonia discolor (Sprengel) Lessing		o	o	?	IRS		2
	Vernonia florida Gardner	o		o		C R	C R	4
	Vernonia nitidula Lessing	?	o			CI	CI	5
	Vernonia puberula Lessing var. serrulata Hieronymus	r	s			CI		4
	Vernonia quinqueflora Lessing	o				C	C	2
Begoniaceae	Begonia angulata Vellozo	s				C	C	3
	Begonia biguassuensis Brade	r				C	C	7
	Begonia fruticosa (Klotzsch) A.L. DC.						C	2
	Begonia itatinensis Irmscher ex Brade	s				C	C	1
	Begonia parvistipulata Irmscher	r	r	r		CIR	RS	3
	Begonia schenckii Irmscher	r	r	r		CIR	CI S	14
	Begonia cf. solitudinis Brade	s	s			CI	C	1
	Begonia squamipes Irmscher	o		o		C R	C R	4
	Begonia sp. [cf. B. schenckii x B. biguassuensis]	r				C	C	3
Berberidaceae	Berberis kleinii J.R. Mattos		a	s		IR	I	4
	Berberis laurina Billberg	o	c	o	r	CIRS		2
Bignoniaceae	Tabebuia alba (Chamisso) Sandwith - até 1300 m	r		r		C R	C R	2
Boraginaceae	Moritzia dasyantha (Chamisso) Fresenius		r	r	r	IRS	RS	8
Brassicaceae	Brassica sp.		r			I		3
	Cardamine sp.		s			I		2
Bromeliaceae	Aechmea kleinii Reitz	r				C		1
	Aechmea recurvata (Klotzsch) L.B. Smith	r	r	r	r	CIRS		1
	Dyckia reitzii L.B. Smith						RS	7
	Tillandsia montana Reitz	o				C		2
	Tillandsia stricta Solander ex Ker Gawler			o	o	RS		1
	Tillandsia sp. nova? [T. aff. araujei Mez, do RJ]		s			I	I	3
	Vriesea philippocoburgii Wawra	r		r		C R		1
	Vriesea platynema Gaudichaud				o	S	RS	3
	Vriesea rastrensis Leme			r		R	C	1
Buddlejaceae	Buddleja cestriflora Chamisso	r		r	r	C RS	RS	6
	Buddleja grandiflora Chamisso & Schlechtendal		r			I		6
	Buddleja kleinii E.M. Norman & L.B. Smith	c	o	r	s	CIRS	CIR	5
	Buddleja reitzii E.M. Norman & L.B. Smith				r	S		2

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Cactaceae	Rhipsalidopsis rosea (Lagerheim) Britton & Rose	?	o	a	c	CIRS		3
	Rhipsalis houlletiana (Lemaire) Lemaire - achatado		r	r	r	IRS		3
	Rhipsalis sulcata A.C. Weber ex Bois - segmentos grossos			r	o	RS		7
Campanulaceae	Lobelia hassleri Zahlbruckner	r				C		2
	Siphocampylus betulifolius (Chamisso) G. Don	o	c	o	o	CIRS	C S	7
	Siphocampylus fimbriatus Regel	s	s			CI		2
	Siphocampylus verticillatus (Chamisso) G. Don	s				C		2
Caprifoliaceae	Lonicera japonica Thunberg - naturalizada						R	
	Sambucus australis Chamisso & Schlechtendal						R	1
Caryophyllaceae	Cerastium dicrotrichum Fenzl ex Rohrbach		o	r		IR		1
	Cerastium rivulare Cambessèdes	o	o	o		CIR		7
	Paronychia chilensis DC.			s		R		6
Celastraceae	Maytenus boaria Molina	o	o	o	o	CIRS	R	9
	Maytenus evonymoidis Reissek - só estéril				s	S	S	
Clethraceae	Clethra scabra Persoon				r	S		2
	Clethra uleana Sleumer	a	o	o	o	CIRS	CIRS	5
Commelinaceae	Tradescantia anagallidea Seubert		a			I		3
	Tradescantia aff. crassula Link & Otto - hipofilo verde		?			I		4
Cornaceae	Griselinia ruscifolia (Clos) Taubert	a	a	a	a	CIRS	CIRS	3
Cucurbitaceae	Cayaponia pilosa (Vellozo) Cogniaux	o	a	o	o	CIRS		5
Cunoniaceae	Lamanonia ternata Vellozo (=L. speciosa) - só jovem na MN	s		s		C R	C RS	1
	Weinmannia humilis Engler	a	a	c	c	CIRS	CIRS	5
	Weinmannia paulliniifolia Pohl ex Seringe			a	c	RS		2
Cyperaceae	Carex brasiliensis Saint-Hilaire	r	?			CI		5
	Carex catharinensis Boeckeler		c			I		2
	Carex feddeana H. Pfeiffer (=C. bonariensis var. achalensis)		?	?		IR		2
	Carex phalaroides Kunth	?	a			CI		11
	Carex sellowiana Schlechtendal	?	?	a	?	CIRS		5
	Eleocharis radicans (Poiret) Kunth			r		R		1
	Eleocharis squamigera Svenson		r	r	?	IRS		5
	Machaerina austrobrasiliensis M.T. Strong						I	4
	Rhynchospora biflora Boeckeler		a	a	?	IRS		11
	Rhynchospora cf. floribunda Boeckeler	?		?	c	C RS		4
	Rhynchospora cf. glaziovii Boeckeler			r	?	RS		2
	Rhynchospora polyantha Steudel			r		R		2
	Rhynchospora uniflora Boeckeler	r				C	C	3
	Rhynchospora sp.			r		R		1
	cf. Scirpus confervoides Poiret (=S. submersus?) - só estéril			s		R		
Dioscoreaceae	Dioscorea subhastata Vellozo	r				C	C	5
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense Reitz & L.B. Smith		c			I	I	6
	Sloanea cf. lasiocoma Schumann - 1150m	s				C		1
Ericaceae	Gaultheria itatiaiae Wawra		r		r	I S	I S	8
	Gaultheria organensis Meissner - C vermelha, folha grande						R	3
	Gaultheria ulei Sleumer - C branca, folha linear						C	4
	Gaylussacia angustifolia Chamisso			r		R		4
	Gaylussacia brasiliensis (Sprengel) Meissner	c	c	c	c	CIRS	CIRS	12
	Gaylussacia pseudogaultheria Chamisso & Schlechtendal				r	S		3
	Leucothoe niederleinii Sleumer [=Agarista minensis]	c	c	c	c	CIRS	CIRS	12
	Leucothoe nummularia (Chamisso & Schlechtendal) DC.			r		R		7
Eriocaulaceae	Eriocaulon gomphrenoides Kunth		s			I		2
	Paepalanthus caldensis Malme			s		R		2
	Paepalanthus catharinae Ruhland		r	r	r	IRS		7
Euphorbiaceae	Acalypha gracilis Sprengel						I	5
	Argythamnia phalacradenia J. Ingram (=Chiropetalum phalacrad.)			s		R	R	1
	Argythamnia cf. tricocca (Vellozo) Müller Argoviensis		s	r		IR	I	4
	Croton erythroxyloides Baillon		a		o	I S	CIRS	6
	Croton migrans Casaretto	a	?	a		CIR	CIR	10
	Croton patrum L.B. Smith & R.J. Downs		r			I	I	5
	Phyllanthus ramillosus Müller Argoviensis						I	4

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Euphorbiaceae	Sapium glandulatum (Vellozo) Pax	r		r	r	C RS	C RS	
Fabaceae - Caes.	Senna oblongifolia (Vogel) Irwin & Barneby	r		r		C R	C R	1
Fabaceae - Fab.	Adesmia reitziana Burkart						I	5
	Adesmia rocinhensis Burkart						S	2
	Dalbergia frutescens (Vellozo) Britton (=D. variabilis)	r				C	C R	2
	Lonchocarpus sp. - só estéril						R	
	Machaerium stipitatum (DC.) Vogel						R	1
Fabaceae - Mim.	Inga lentiscifolia Bentham				o	S		5
	Mimosa pilulifera Bentham - C? R?		o		c	I S	I S	24
	Mimosa ramentacea Burkart						C	2
	Mimosa ramosissima Bentham		r			I	I	4
	Mimosa scabrella Bentham	a	a	a	a	CIRS	CIRS	4
	Mimosa taimbensis Burkart	a	a	a	s	CIRS	CIRS	9
	Mimosa sp. nova? [M. aff. macrocalyx M. Micheli]		s			I	I	2
Flacourtiaceae	Azara uruguayensis (Spegazzini) Sleumer	r	o	r		CIR		5
	Xylosma ciliatifolium/tweedieanum (Clos) Eichler	r				C		7
Geraniaceae	Geranium arachnoideum Saint-Hilaire			s		R		2
	Viviania albiflora (Cambessèdes) Reiche (=V. montevidensis)		c			I		4
	Viviania sp. (Linostigma petiolatum Klotzsch) - orbicular		r			I		2
Gesneriaceae	Sinningia elatior (Kunth) Chautems (=Rechsteineria stricta)						R	3
	Sinningia sp. - pedicelo longo e grosso - S. aff. reitzii?						R	1
Grossulariaceae	Escallonia bifida Link & Otto	o	c	o	o	CIRS	CIRS	16
	Escallonia laevis (Vellozo) Sleumer		r			I	I	12
	Escallonia petrophila Rambo & Sleumer - S?	r	o	o		CIR	CIR	11
	Escallonia cf. petrophila x E. bifida		r			I		2
	Escallonia cf. petrophila x E. laevis		r			I	I	4
Gunneraceae	Gunnera manicata Linden	o	c	o	o	CIRS	CIRS	2
Hippocrateaceae	cf. Peritassa calypsoides (Cambessèdes) A.C. Smith - só estéril						R	
Icacinaceae	Citronella gongonha (Martius) Howard	s				C	R	5
	Citronella paniculata (Martius) Howard	o	c	o		CIR		4
Iridaceae	Sisyrinchium vaginatum Sprengel - amarela, caule alado	r	r	r	r	CIRS	S	2
Juncaceae	Juncus effusus L. (=J. leersii T. Marsson senso Barros)			s		R		4
	Juncus microcephalus H.B.K.			s		R		6
	Luzula campestris (L.) DC. var. ulei (Buchenau) Barros	?	a			CI	I	8
Lamiaceae	Cunila angustifolia Bentham			r		R	R	3
	Glechon discolor Epling	?	a	a	?	CIRS	CIRS	9
	Hesperozygis myrtoides (Saint-Hilaire ex Bentham) Epling	r	r	r		CIR	CIR	8
	Salvia congestiflora Epling				r	S	C RS	6
	Salvia melissiflora Bentham [=S. paranensis Dusén]	c	a			CI		13
	Salvia sp. - C vermelha grande [S. aff. tenuiflora Epling]		r			I		2
Lauraceae	Cinnamomum amoenum (Nees) Kostermans	o		c	c	C RS		5
	Ocotea acutifolia (Nees) Mez	r		r		C R		2
	Ocotea pulchella (Nees) Mez	?	c	a	a	CIRS	I	18
	cf. Persea alba Nees	s				C		1
	Persea major (Nees) Kopp	c	o	c	o	CIRS		2
Lentibulariaceae	Utricularia reniformis Saint-Hilaire						I	4
Liliaceae	Alstroemeria isabellana Herbert		r			I	I	2
	Alstroemeria cf. sellowiana Seubert				r	S		3
	Hypoxis decumbens L.			s	r	RS		1
Loasaceae	Cajophora scabra (Miers) Urban - 1100 m			s		R	I	3
Loranthaceae	Struthanthus polyrhizus Martius - 1100 m	r				C		3
	Struthanthus uraguensis (Hooker & Arnott) G. Don	r	r			CI		1
Lythraceae	Cuphea urbaniana Koehne		o			I		2
	Cuphea varia Koehne ex Bacigalupi		r	s	r	IRS		4
	Heimia myrtifolia Chamisso & Schlechtendal						R	2
Malvaceae	Calyptrimalva catharinensis Krapovickas		o			I	CIR	5
	Monteiroa aff. catharinensis Krapovickas		s			I		1
	Monteiroa sp.		r			I		2
Melastomataceae	Leandra barbinervis (Chamisso ex Triana) Cogniaux	r				C	C	6

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Melastomataceae	Leandra catharinensis Cogniaux	r		c	o	C RS	R	21
	Leandra erostrata (DC.) Cogniaux		r	r	r	IRS	R	4
	Leandra humilis (Cogniaux) Wurdack				r	S	S	5
	Leandra laevigata (Triana) Cogniaux	s				C	C	3
	Leandra laxa Cogniaux	s		r	o	C RS	C	4
	Leandra luctatoris Wurdack		c	r		IR		10
	Leandra macropora (Triana) Cogniaux	r	r	r	r	CIRS	S	10
	Leandra pallida Cogniaux	?	a	a	?	CIRS		16
	Leandra planifilamentosa Brade [=L. kleinii]	o		o	o	C RS	S	14
	Leandra cf. planifilamentosa x L. sublanata				r	S		8
	Leandra quinquedentata (DC.) Cogniaux - raríssima I, só 1650 m	a	s	a	a	CIRS	C	29
	Leandra regnellii (Triana) Cogniaux	s			o	C S		4
	Leandra reitzii Wurdack	s				C		2
	Leandra cf. reitzii x L. quinquedentata	s				C	C	1
	Leandra riograndensis (Brade) Wurdack	?	a	a	a	CIRS	I S	5
	Leandra sublanata Cogniaux	c		c	a	C RS	C S	9
	Leandra sulfurea (Naudin) Cogniaux	?	a	a	?	CIRS	S	18
	Miconia cinerascens Miquel	o		r	o	C RS	C	1
	Miconia ramboi Brade	a	c	a	a	CIRS	RS	8
	Miconia sp.	s				C		1
	Tibouchina dubia (Chamisso) Cogniaux	o	o	c	c	CIRS	CIRS	8
	Tibouchina hospita (DC.) Cogniaux - C?		o	r	r	IRS	I	10
	Tibouchina pilosa Cogniaux						C	1
	Tibouchina ramboi Brade	o	o	o	o	CIRS	CIRS	8
	Tibouchina sellowiana (Chamisso) Cogniaux - tb. cânion Fortaleza				?	S	C S	7
	Tibouchina cf. urbanii Cogniaux			s		R		2
Meliaceae	Cabralea canjerana (Vellozo) Martius - 1170 m, só estéril na MN	s				C		1
Monimiaceae	Hennecartia aff. omphalandra Poisson						R	1
Moraceae	Ficus sp. - epíf jovem				s	S		1
Myrsinaceae	Myrsine coriacea (Swartz) R. Brown ex Roemer & Schultes	?	c	c	?	CIRS	R	10
	Myrsine cf. umbellata Martius	?		?	?	C RS		7
	Myrsine cf. wettsteinii (Mez) Otegui	c	r	c	c	CIRS	CIRS	30
Myrtaceae	Eugenia sclerocalyx Legrand	o				C		4
	Eugenia uruguayensis Cambessèdes		s	s		IR		1
	Gomidesia sellowiana Berg	o			o	C S	S	4
	Hexachlamys itatiaiensis Mattos	?	r	c		CIR		5
	Myrceugenia aff. acutiflora (Kiaerskou) Legrand & Kausel (C s/pêlos)		o	r	r	IRS		8
	Myrceugenia alpigena (DC.) Landrum (=M. leptorhyncha, catharinae)	a	o	c	?	CIRS	I S	28
	Myrceugenia cucullata Legrand		s	s		IR	R	6
	Myrceugenia euosma (Berg) Legrand		o	o	o	IRS		5
	Myrceugenia gertii Landrum				s	S		1
	Myrceugenia glaucescens (Cambessèdes) Legrand & Kausel	?	o	a	r	CIRS		8
	Myrceugenia glaucescens x M. regnelliana	r	o	o		CIR		8
	Myrceugenia myrcioides (Cambessèdes) Berg	o	o			CI		16
	Myrceugenia oxysepala (Burret) Legrand & Kausel (=M. macrosepala)	s	a	o	?	CIRS		13
	Myrceugenia pilotantha (Kiaerskou) Landrum (=M. ramboi, nothorufa)	?	o	c	?	CIRS		14
	M. regnelliana (Berg) Legrand & Kausel (=M. ovata var. gracilis)	r	a	r	?	CIRS	I	29
	Myrceugenia sp. nova [M. aff. smithii Landrum]		r			I	IR	7
	Myrcia lajeana Legrand	c		c		C R	R	10
	Myrcia obtecta (Berg) Kiaerskou	a		s	?	C RS		8
	Myrcia oligantha Berg	s		s	o	C RS		8
	Myrciaria floribunda (West ex Willdenow) Berg	?	?	c	?	CIRS		4
	Myrrhinium atropurpureum Schott var. octandrum Bentham	?	o	?		CIR		5
	Siphoneugena reitzii Legrand	a	s	a	a	CIRS	IRS	7
Onagraceae	Fuchsia regia (Vellozo) Munz	a	a	c	c	CIRS	CIRS	42
Orchidaceae	cf. Cyclopogon sp. - só estéril	r	s			CI		
	Habenaria cf. nemorosa Barbosa Rodrigues			r		R		1
	Habenaria sp.			s		R		1
	Malaxis sp.		s	s		IR		1

continua

Tabela 4.9 - continuação

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Orchidaceae	Octomeria glazioviana Regel				?	S		1
	Oncidium ottonis Schlechter	r				C		3
	Pleurothallis sp.		s			I	I	
	Rodrigueziella gomesioides (Barbosa Rodrigues) Kuntze	o		o	c	C RS		2
	Sophronitis coccinea (Lindley) Reichenbach f.	a	a	a	c	CIRS		5
Oxalidaceae	Oxalis geralensis Knuth						C R	6
	Oxalis linarantha Lourteig		r			I	R	5
	Oxalis tenerrima Kunth - C amarela		a			I		4
Passifloraceae	Passiflora cf. amethystina J.C. Mikan			r		R	R	1
	Passiflora caerulea L.	o	c			CI	S	4
	Passiflora campanulata Masters	o				C		2
Piperaceae	Peperomia mandonii C. DC. - terr, raro ep		r			I		4
	Peperomia pseudobcordata Yuncker - ep/terr	r	o	c	?	CIRS		9
	Peperomia trineura Miquel - folhas verticiladas carnosas		r	r		IR	I	3
	Piper xylosteoides (Kunth) Steudel	r		r	?	C RS	R	10
Plantaginaceae	Plantago australis Lamarck ssp. hirtella (H.B.K.) Rahn	r	r		r	CI S	S	5
Poaceae	Agrostis montevidensis Sprengel ex Nees		r			I		3
	Amphibromus quadridentulus (Döll) Swallen			s		R		1
	Aulonemia ulei (Hackel) McClure & L.B. Smith			s	s	RS	I	6
	Bromus brachyanthera Döll var. brachyanthera	?	?	?	?	CIRS		4
	Chusquea leptophylla Nees	o				C	C	4
	Chusquea mimosa McClure & L.B. Smith	a	a	a	a	CIRS	CIRS	17
	Chusquea sp.1 [aff. mimosa, mas bainha pilosa e folha + larga]			s	s	RS		2
	Chusquea sp.2		s			I		3
	Cortaderia selloana (Schultes & Schultes f.) Ascherson & Graebner	?	a	?	?	CIRS	CIRS	1
	Festuca ulochaeta Steudel	?	c	?	?	CIRS		10
	Ichnanthus tenuis (C. Presl) Hitchcock & Chase	s				C		2
	Melica sarmentosa Nees						C S	4
	cf. Merostachys sp.	s				C		1
	Panicum cf. stigmosum Trinius		c	a		IR		5
	Panicum superatum Hackel		?			I		3
	Panicum sp.1			o		R	C R	3
	Panicum sp.2			s		R		2
	Pennisetum latifolium Sprengel			s		R	R	2
	Poa bradei Pilger - Po2	?	c	o	?	CIRS	I	3
	Poa reitzii Swallen			s		R		2
Polygalaceae	Polygala campestris Gardner - folha ovada, flor roxa		s		s	I S		10
Proteaceae	Euplassa nebularis Rambo & Sleumer [Praia Grande, SC; MN!?]							1
	Roupala asplenioides Sleumer [RS-PR, + Mato Grosso?]	?	r	r		CIR	CIR	4
	Roupala rhombifolia Martius ex Meissner [MG-RS, +PA?]	o		o		C R	C R	9
Ranunculaceae	Anemone sellowii Pritzel	s				C		1
	Clematis montevidensis Sprengel (=C. denticulata)		r			I	R	2
	Ranunculus bonariensis Poiret var. januarii Urban [=catharinensis?]	o	c	o		CIR	I	9
Rhamnaceae	Colletia exserta Klotzsch ex Reissek [=C. spinosissima Gmel.?]			s		R	R	5
	Rhamnus sphaerosperma Swartz	r	o	r	?	CIRS		3
Rosaceae	Acaena eupatoria Chamisso & Schlechtendal [só Schlecht., IK]		r	r	r	IRS		1
	Duchesnea indica (Andrews) Focke - naturalizada		o			I	R	2
	Prunus sellowii Koehne	r	o	?	?	CIRS		5
	Prunus cf. subcoriacea (Chodat & Hassler) Koehne			o	?	RS		8
	Rubus sellowii Chamisso & Schlechtendal	o	o	r	r	CIRS		1
Rubiaceae	Coccocypselum reitzii L.B. Smith & R.J. Downs	?	a	a	?	CIRS	CIRS	4
	Galianthe reitzii E.L. Cabral & Bacigalupo						C	9
	Galianthe verbenoides (Chamisso & Schlechtendal) Grisebach						S	1
	Galianthe aff. verbenoides (Chamisso & Schlechtendal) Grisebach	s				C	C	2
	Galium hypocarpium (L.) Endlicher ex Grisebach	o	a	c	o	CIRS		14
	Galium sp. - trepadeira pequena, "glabra", fr. vermelho	c	a	c	?	CIRS		12
	Hindsia sp. nova [H. aff. glabra Schumann]	r				C	C	4
	Manettia pubescens Chamisso & Schlechtendal - C vermelha						RS	2
	Manettia cf. verticillata Wernham - C branca	r	o	r		CIR	C R	5

continua

Tabela 4.9 - conclusão

FAMÍLIA	ESPÉCIE	C	I	R	S	MN	Tr	N
Rubiaceae	Rudgea parquioides (Chamisso) Müller Argoviensis	o		r	r	C RS	C	4
Rutaceae	Zanthoxylum kleinii (Cowan) P.G. Waterman						R	2
	Zanthoxylum rhoifolium Lamarck						R	2
Sapindaceae	Allophylus edulis (Saint-Hilaire) Radlkofer			s		R	C	1
Sapotaceae	Chrysophyllum marginatum (Hooker & Arnott) Radlkofer var.							
	salicifolium Reitz [deve ser elevada ao nível de espécie]	s		s		C R		2
Scrophulariaceae	Gratiola peruviana L.		r	r		IR		2
Smilacaceae	Smilax sp.	r				C	C	1
Solanaceae	Brunfelsia cf. pauciflora (Chamisso & Schlechtendal) Bentham						R	1
	Cyphomandra mortoniana L.B. Smith & R.J. Downs	o	o	o	o	CIRS	RS	8
	Nicotiana forgetiana Hort. ex Hemsley						I	3
	Petunia sendtneriana R.E. Fries - C vermelha			s		R		2
	Solanum aculeatissimum Jacquin (=S. reflexum)	?	r	r	?	CIRS		4
	Solanum alatirameum Bitter			s		R		1
	Solanum bistellatum L.B. Smith & R.J. Downs				?	S	S	2
	Solanum canoasense L.B. Smith & R.J. Downs	o	c			CI		11
	Solanum inodorum Vellozo	o	r	c	r	CIRS		7
	Solanum laxum Sprengel (=S. boerhaviifolium, =S. jasminoides)	r	c	r	r	CIRS		5
	Solanum cf. mauritianum Scopoli	r				C	RS	2
	Solanum megalochiton Martius	r				C		4
	Solanum nigrescens M. Martens & Galeotti (=S. maioranthum)	r	r	r	?	CIRS	R	10
	Solanum paranense Dusén	o	o	o	?	CIRS		8
	Solanum pseudocapsicum L. (=S. diflorum)		a			I		2
	Solanum pseudoquina Saint-Hilaire (=S. inaequale)	r				C	R	5
	Solanum ramulosum Sendtner	o				C	R	7
	Solanum sanctae-catharinae Dunal	c	a	c	c	CIRS		7
	Solanum variabile Martius	o			?	C S	S	4
	Solanum aff. wacketii Witasek [S. aparadense inéd. - DBF 6900]	r	r			CI	I	6
Styracaceae	Styrax leprosus Hooker & Arnott - até 1650m	r	r	r		CIR	R	6
Symplocaceae	Symplocos pentandra (Mattos) Occhioni - folha pequena, lustrosa	o	a	c	o	CIRS		4
	Symplocos aff. pentandra (Mattos) Occhioni [10 ou 15-22 est.]	s	c	o	o	CIRS		7
	Symplocos tetrandra Martius ex Miquel - folha maior, sem brilho		a	c		IR		29
	Symplocos uniflora (Pohl) Bentham - S?			s		R		1
	Symplocos sp. [aff. tenuifolia Brand, bem diferente; filete piloso]	a	s			CI	C	7
Theaceae	Gordonia acutifolia (Wawra) H. Keng - R=800m, PG=940m	s				C	C	6
Urticaceae	Phenax organensis Glaziou - C?			?	?	RS	C	6
	Pilea flammula Brack		s			I		2
	Pilea hilariana Weddell	r				C	C	7
	Pilea ulei Killip		r	r		IR		4
	Urtica sp.		s			I		1
Valerianaceae	Valeriana catharinensis Graebner	r	r	r	r	CIRS	IR	10
	Valeriana scandens Loefling ex L.	?	c	o		CIR	R	5
	Valeriana ulei Graebner		r			I	I	11
Verbenaceae	Citharexylum solanaceum Chamisso - até 1200m			r		R	R	3
	Lantana megapotamica (Sprengel) Troncoso						R	2
	Verbena cf. hirta Sprengel	s	r			CI	I	3
	Verbena sp.1	s	s			CI	C	2
	Verbena sp.2		r			I		2
	Verbena sp.3						I	3
	Verbenoxylum reitzii (Moldenke) Troncoso						C S	3
Violaceae	Viola cf. cerasifolia Saint-Hilaire -pec alado, I campo[?], S Rambo	r				C		4
	Viola cf. subdimidiata Saint-Hilaire - planta menor		a	o	?	IRS		5
Vitaceae	Cissus striata Ruiz & Pavón - folha composta	r	r	r		CIR		2
Winteraceae	Drimys angustifolia Miers	a	a	a	a	CIRS	CIRS	8
TOTAL= 100 fams.	TOTAL = 512 espécies							

capítulo 5 – Fitossociologia de matinhas nebulares dos Aparados da Serra Geral catarinense

Daniel de Barcellos Falkenberg & George John Shepherd

5.1. Introdução 298
5.2. Métodos 301
5.3. Flora e riqueza de espécies 307
5.4. Componente arbóreo 316
5.5. Componente epifítico 335
5.6. Componente terrícola não-arbóreo 343
5.7. Plântulas e plantas jovens das espécies arbóreas 348
5.8. Aspectos pedológicos 355
5.9. Considerações sobre algumas relações entre solo e vegetação 364
5.10. Possíveis causas da baixa estatura das plantas arbóreas 369
5.11. Conclusões e perspectivas 375
5.12. Bibliografia citada 377

5.1. Introdução

Os Aparados localizam-se no sul de SC e nordeste do RS; são os contrafortes da Serra Geral no seu extremo leste, onde termina o Planalto e suas altitudes de 1000-1800 m caem vertiginosamente. As escarpas e paredões rochosos quase verticais ou encostas muito declivosas estendem-se ao longo de uma estreita faixa NE-SW, cujos limites distam 185 km em linha reta. Os Aparados situam-se entre 27°48' e 29°21'S, e entre 49°15' e 50°10'W. Sua vegetação era constituída principalmente pelas duas maiores formações florestais sul-brasileiras, a mata tropical atlântica de encosta e o pinhal planaltino. Entre estas duas extensas e outrora relativamente contínuas florestas, podem ocorrer outras formações bem mais restritas em superfície ocupada, como as matinhas nebulares (**MNs** no plural ou **MN** no singular), que muitas vezes situam-se entre as duas grandes formações florestais e podem ser consideradas como o extremo superior do gradiente altitudinal da Mata Atlântica na região, bem como campos secos, campos úmidos, banhados e turfeiras, em geral entremeados com os pinhais no planalto, além das vegetações rupícolas, que ocupam as encostas rochosas e escarpas, porções serranas mais íngremes e ainda não dominadas pelas matas.

Martins (1989, 1990) menciona os trabalhos fitossociológicos mais importantes feitos em florestas em cada região brasileira, não referindo qualquer trabalho em área de mata nebular. Em relação aos levantamentos fitossociológicos feitos em SC, Martins destaca apenas os 6 trabalhos de Veloso & Klein (1957-68) na mata atlântica de planície e encosta. Posteriormente, na mata atlântica (senso estrito) catarinense foram feitos outros estudos quantitativos por Longo *et alii* (1993), Citadini-Zanette (1995), Negrelle (1995a,b), Peres *et alii* (1997), Dorneles & Negrelle (1999, 2000) e Carvalho (2000); levantamentos fitossociológicos florestais mais recentes foram feitos também em pinhal (Negrelle & Silva 1992; Silva *et alii* 1993, 1997, 1998), mangues (Silva 1990; Souza *et alii* 1993, 1994), monocultivos (Coelho & Castellani 1998) e nas matas da bacia do rio Uruguai em SC (Ruschel 2000) e no RS, junto à divisa com SC (Vasconcellos *et alii* 1992).

Somente na década de 90 foi feito o primeiro e ainda único estudo fitossociológico de uma MN no sul do Brasil; foi a tese de doutorado de Roderjan (1994), que analisou a vegetação, o clima e o solo ao longo de um morro na Serra do Mar do Paraná e incluiu amostragem numa área de topo (1400 m de altitude), coberta por floresta nebular; em SC e no RS, ainda não há qualquer estudo fitossociológico neste tipo de mata. Sobre a vegetação planaltina, no RS, há 2 trabalhos fitossociológicos publicados sobre um pinhal bastante afastado dos Aparados (Cestaro *et alii* 1986, Jarenkow & Baptista 1987) e outro estudo fitossociológico tratando também de aspectos pedológicos (Rosário 2001), e em SC foram feitos alguns estudos numa reserva de pinhal em Caçador (Negrelle & Silva 1992; Silva *et alii* 1993, 1997, 1998). Alguns trabalhos florístico-ecológicos foram feitos nas vegetações do planalto sul-brasileiro, que possui as maiores altitudes de SC e do RS: Mattos (1957), Klein (1960, 1963), Waechter *et alii* (1984), Senna &

Waechter (1997). Outro estudo fitossociológico em mata nebular brasileira (com dossel de 15-30 m, a 1400-1500 m de altitude) foi o de Carvalho *et alii* (2000), em Minas Gerais, que abordou também a regeneração em clareiras.

A pequena atenção às matas de maior altitude, afirmada também por Meira Neto *et alii* (1989) para o estado de São Paulo, não ocorre apenas em nosso país; ela pode ser constatada no conjunto de estudos quantitativos sobre florestas tropicais, onde quase inexistem publicações sobre matas nebulares. Ela igualmente é percebida no estudo de Heaney & Proctor (1990), onde, dentro de um gradiente altitudinal local, as parcelas de maior altitude apresentaram 3-10 vezes mais indivíduos não-identificados que as de menor altitude. Ela também é refletida nos raros trabalhos de maior amplitude geográfica e/ou comparação entre várias regiões, como Phillips & Gentry (1994), que analisam 38 amostras de todas as grandes extensões de matas tropicais, mas incluem apenas um local acima de 1000 m de altitude e 4 acima de 600 m, sendo 29 de altitudes de até 400 m, ou Gentry & Emmons (1987), que comparam 13 áreas em 6 países, todas abaixo de 400 m de altitude, ou Gentry (1988), que examinou dados de 86 amostras de cerca de 20 países, sendo apenas 11 locais com mais de 1500 m de altitude, e dos quais 5 tinham área amostrada bastante inferior à adotada como critério (0,1 ha) pelo autor, ou Clinebell II *et alii* (1995), que analisou dados de 69 locais de 9 países neotropicais, sendo apenas 7 com altitude acima de 1000 m. Estes trabalhos evidenciam a falta de prioridade para as matas de maior altitude, embora não se possa criticar os autores, que apenas utilizaram os dados mais adequados e/ou mais facilmente disponíveis, e infelizmente estes praticamente não existem para as matas nebulares da maior parte do mundo.

A distribuição das espécies florestais tem sido discutida nas últimas duas décadas (Pitman *et alii* 1999), em função do crescente reconhecimento da importância dos aspectos dinâmicos das populações de espécies arbóreas, que determinam padrões sucessionais nas comunidades de plantas e, na escala local, ressaltam a importância da formação e regeneração de clareiras (Grubb 1977a) como fator diversificador da flora das matas tropicais. Estas são vistas modernamente como um mosaico de diferentes estágios de desenvolvimento em contínua mudança, a partir do trabalho pioneiro de Aubréville em 1938 (citado por Grubb 1977a, Brokaw 1985, Hubbell & Foster 1987, Swaine & Hall 1988, Shugart & Urban 1989, Richards 1996:51), com diferentes formulações e denominações por diversos autores posteriores (cf. Hallé *et alii* 1978, Whitmore 1998, etc.). As distribuições das espécies herbáceas florestais são notoriamente heterogêneas, podendo os padrões surgirem da microtopografia local, de perturbações no dossel, da arquitetura clonal e de outros fatores (Matlack 1994), sendo tais espécies mais sensíveis a alterações locais que as plantas de maior porte (Citadini-Zanette 1995:107). Porém, a fitossociologia florestal tem dado grande ênfase às espécies arbóreas, o que significa uma "subvalorização do coletivo florístico não-arbóreo" (Amigo & Quintanilla 2000); mesmo Citadini-Zanette (1995), que não restringe o seu levantamento a elas, acaba considerando "amostragem fitossociológica" como sinônimo de fitossociologia de árvores (p.106), explicitando uma vinculação feita até inconscientemente por muitos pesquisadores.

Também relacionada ao dinamismo das formações florestais e das populações de suas espécies vegetais, desenvolveu-se uma linha de pesquisa que destaca o papel do acaso e a inexistência de um equilíbrio ou de padrões previsíveis na manutenção da alta diversidade vegetal em certas comunidades, onde se destacam trabalhos de Hubbell (Givnish 1999, Chesson 2000, Terborgh *et alii* 2002), bem como de Pickett e Foster, entre outros. Hubbell (1997) sugere que a dominância de espécies nas comunidades locais surge através do acaso e não por superioridade competitiva, mas reconhece uma estabilidade florística regional nas comunidades das matas pluviais tropicais, explicada por sua "teoria unificada".

Nem sempre explicitamente, este tipo de argumentação às vezes minimiza o efeito dos fatores abióticos na determinação da composição florística e da riqueza do componente arbóreo das florestas tropicais, entre eles o solo, com suas características químicas e texturais, que sempre foram consideradas influentes na definição dos tipos fisionômicos ou florísticos de matas e na distribuição das espécies pelos ecologistas pioneiros, importância esta relativamente discutida ou questionada por diversos autores recentes (como Knight 1975, Harcombe 1980, Proctor *et alii* 1983, Grieve *et alii* 1990, Huston 1994:85) e na introdução de trabalhos cujos resultados acabaram comprovando tal influência, como Huston (1980) e Schaik & Mirmanto (1985), e mesmo Hubbell & Foster (1986) confirmaram que as espécies arbóreas podem responder a sutis diferenças nos solos. Dos 18 trabalhos analisados por Sollins (1998) em que a ocorrência de espécies vegetais foi estudada em relação a propriedades dos solos, todos mostraram correlação entre as comunidades de plantas e as propriedades físicas do solo; porém, fortes correlações com as propriedades químicas foram menos freqüentes, tendo ocorrido em apenas 3 estudos, mas

justamente os que incluíram mais ampla gama de variação na composição química do solo, o que parece indicar que tal falta de correlação nos demais estudos pode derivar da pequena diferenciação química dos solos incluídos na maioria dos estudos e também do fato de que a medição dos nutrientes pelos métodos convencionais não corresponde diretamente à disponibilidade destes nutrientes para as plantas (Vitousek 1985, 1998; Sollins 1998), o que também é discutido por Silver *et alii* (1994).

Entre outros aspectos, a relação da riqueza de espécies vasculares ou arbóreas com a disponibilidade de nutrientes no solo tem sido bastante discutida, com alguns autores encontrando evidências de relação inversa (Hall & Swaine 1976; Proctor *et alii* 1983, em parte) ou correlação negativa (Huston 1980, 1994), e outros considerando isto como exceção (Grubb 1987) e demonstrando correlação positiva entre as duas características (Gentry & Emmons 1987), ou correlação deste tipo desde os menores níveis de nutrientes até pelo menos os níveis intermediários (Gentry 1988, Givnish 1999, Pausas & Austin 2001) e reduzindo-se a riqueza de espécies a partir daí até os níveis altos de nutrientes (Pausas & Austin 2001), enquanto Clinebell II *et alii* (1995) afirmam haver surpreendente independência entre a riqueza de espécies e a qualidade do solo. É possível que tais divergências estejam relacionadas a diferenças de escalas (Silver *et alii* 1996) ou de regiões em alguns casos ou a meros aspectos semânticos em outros, mas, de qualquer maneira, existem e devem ser consideradas. Também a complexidade estrutural das florestas aumenta com maior quantidade de suprimento mineral (Mackey 1993).

Além disso, a fertilidade do solo é inversamente correlacionada com a alocação relativa dos recursos das plantas para a defesa contra herbívoros (Orians *et alii* 1996) e diretamente correlacionada com a densidade de plantas e de espécies com indivíduos encontrados férteis (Gentry & Emmons 1987); neste último caso, a relação é ao contrário da afirmada por Orians *et alii* (1996), para quem a alocação para reprodução seria inversamente correlacionada com a fertilidade do solo, embora tais autores se baseiem também em Gentry & Emmons (1987) – na verdade, os 2 fatores estão diretamente relacionados entre si. A menor quantidade de plantas férteis em matas sobre solos mais pobres provavelmente resulta em menores populações e riquezas de espécies animais que dependam de pólen, néctar e frutos (Gentry & Emmons 1987, Orians *et alii* 1996).

Importantes trabalhos têm descrito e explicado relações entre características do solo e a vegetação florestal (como, entre muitos outros: Wadsworth & Bonnet 1951; Read 1952; Grubb 1977b, 1995; Lescure & Boulet 1985; Schaik & Mirmanto 1985; Högberg 1986; Johnston 1992; Rodrigues & Shepherd 1992; Parker 1994; Sollins *et alii* 1994; Clinebell II *et alii* 1995; Duivenvoorden 1995; Baillie 1996; Silva 1996:90-8; Chen *et alii* 1997; Herrera & Finegan 1997; Sabatier *et alii* 1997; Torres *et alii* 1997; D. Clark *et alii* 1998, 1999; Read 2001; Bigelow & Canham 2002; Elgersma & Dhillion 2002). Porém, ainda não há qualquer generalização (Chen *et alii* 1997, Sollins 1998) e nem foi possível obter-se uma noção da real importância das características e variações pedológicas no surgimento e na manutenção de enorme riqueza de espécies e variadas estruturas das matas tropicais.

Examinando-se o inverso deste ponto de vista, ainda muito menos se sabe a respeito da importância da diversidade de espécies sobre o solo de cada área, através das relações recíprocas entre espécies individuais e o substrato local (colonizado por cada indivíduo ou população de uma delas ou dominado por cada espécie). Isto foi discutido brevemente por Parker (1994) para matas tropicais, e por alguns outros autores, quase sempre para regiões temperadas (Zinke 1962, Hobbie 1992, Giusti *et alii* 1995, Hooper & Vitousek 1998, Kelly *et alii* 1998, Amiotti *et alii* 2000, Bellingham *et alii* 2001, Loreau *et alii* 2001, Nierop *et alii* 2001, Richter & Markewitz 2001, Seastedt & Adams 2001, Strobel 2001, van der Krift & Berendse 2001, Elgersma & Dhillion 2002, Ettema & Wardle 2002, e mais profundamente por Willis *et alii* 1997, Onipchenko *et alii* 2001), mas também para mangues (McKee 1993, Sherman *et alii* 1998) e para regiões semi-áridas (Belsky & Amundson 1992, Wezel *et alii* 2000, Pate *et alii* 2001, Neumann & Martinoia 2002). Além disso, os solos das florestas pluviais tropicais são tão variáveis que poucas generalizações podem ser feitas (Sanchez 1989). Nosso trabalho pretende analisar a possível importância das características pedológicas na variação da vegetação das MNs catarinenses e na distribuição local de suas espécies vegetais.

As formações vegetacionais dos Aparados da Serra Geral ainda não foram estudadas detalhadamente, tendo sido realizados alguns estudos apenas do ponto de visto florístico. Este capítulo apresenta o primeiro estudo fitossociológico das MNs catarinenses e de aspectos das suas relações solo-vegetação. Em relação a este último tópico, busca-se verificar que fatores pedológicos e fisiográficos podem correlacionar com a variação na distribuição das espécies arbóreas; quanto a estas, considera-se

tanto a densidade das árvores adultas como a abundância de suas plantas jovens. Esperamos, aqui, contribuir para uma avaliação da homogeneidade das MNs e da sua variação em composição florística ao longo do topo dos Aparados, bem como tentar verificar até que ponto a MN é um tipo particular de vegetação com características e flora próprias e/ou reconhecíveis, que possa ou deva ser distinguida da mata atlântica de encosta e/ou do pinhal planaltino. Além disto, como um estudo fitossociológico muitas vezes é considerado necessário para melhorar (especialmente no caso de espécies não-conspícuas) a amostragem de levantamentos florísticos, teremos oportunidade de avaliar esta suposição, já que nossos estudos fitossociológicos foram feitos em áreas em que já havíamos concluído os inventários florísticos.

5.2. Métodos

A amostragem fitossociológica seguiu as 4 etapas básicas de Mueller-Dombois & Ellenberg (1974:31-2; segmentação, seleção, parcelamento e registro) e adotou um procedimento subjetivo (Westhoff & van der Maarel 1973:631, Mueller-Dombois & Ellenberg 1974, Barbour *et alii* 1999:211), não-aleatório e seletivo (Braun-Blanquet 1979, Oliveira Filho 1992), intencional e criterioso. A acessibilidade, enfatizada por Howard (1968), Oliveira Filho (1992), Harrison (1997, 1999), Monedero (1998) e Otero-Arnaiz *et alii* (1999), determinou uma estratificação inicial em 4 áreas, que foram percorridas para a escolha dos locais a serem amostrados. Os **critérios** para a seleção destes locais foram: suficiente superfície de MN para instalar ca. 0,25 ha de parcelas contíguas distantes pelo menos 30 m das bordas (este valor inicialmente fora fixado em 50 m, mas eliminava quase todas as possíveis áreas), não ser muito íngreme (menos de 30° em média), não ter evidentes efeitos de gado (este critério também teve que ser relaxado) ou principalmente desmatamento, nem curso d'água intermitente ou encosta rochosa extensa aflorando no seu interior, e ficar a menos de 3 horas de caminhada a partir de uma estrada.

Entre os critérios florístico-vegetacionais adotados, consideramos: presença de *Drimys*, *Myrceugenia*, *Siphoneugena* e/ou *Crinodendron*; ausência ou pequena importância de *Araucaria angustifolia*; componente arbóreo relativamente contínuo e representado por indivíduos de diferentes diâmetros (supostamente indicativos de idades variadas, desde relativamente jovens até adultos velhos); presença de uma submata relativamente densa e fisionomicamente homogênea (sem trilhas ou clareiras não-naturais evidentes); grande ocorrência de epífitos vasculares cobrindo troncos e ramos, considerando que estas espécies são provavelmente as mais sensíveis ou de mais lenta recuperação nas MNs perturbadas; presença de restos de troncos e ramos apodrecendo naturalmente no chão (supostamente indicativos de ausência de retirada de madeira na área). Ainda não haviam sido publicados (ou não tínhamos tido conhecimento sobre) os estudos de Keddy & Drummond (1996), Wulf (1997), Trass *et alii* (1999), Ziegler (2000), Nordén & Appelqvist (2001), Nilsson *et alii* (2002), Pedlar *et alii* (2002) e Rolstad *et alii* (2002), que, embora referentes a matas temperadas (e, portanto, não diretamente aplicáveis à nossa realidade), são interessantes bases para o detalhamento e a adequação deste tipo de critério a matas brasileiras, e que poderiam ter sido usados para aperfeiçoar os critérios subjetivos que adotamos, em parte baseados em Clark (1996).

Foram percorridas todas as estradas existentes (4 no Campo dos Padres e Corvo Branco, 3 no Morro da Igreja, 3 em Bom Jardim da Serra e 3 em São José dos Ausentes) nas 4 áreas estudadas nesta tese; visitamos a pé, a partir delas, cerca de 60 locais possíveis de serem amostrados. Todos os 14 locais percorridos no Campo dos Padres/Corvo Branco apresentaram extensão insuficiente ou declividade muito grande, exceto um que era cortado por vários regatos e tinha sido parcialmente desmatado, o que nos obrigou a desistir da amostragem fitossociológica ali. Dos 24 locais visitados no Morro da Igreja, apenas 2 atenderam todos os critérios, tendo-se optado pelo que parecia apresentar melhor situação geral de conservação, e que também possuía mais fácil acesso e menor declividade média. Dos 13 locais percorridos em Bom Jardim da Serra, somente um atendeu todos os critérios. Dos 8 locais visitados em São José dos Ausentes, nenhum atendeu todos os critérios, o que também nos fez desistir da amostragem fitossociológica ali.

Os 2 locais estudados representam diferentes faixas altitudinais. Um, na encosta superior do **Morro da Igreja**, a cerca de 300 m dos paredões dos Aparados, com exposição solar norte, em torno de 1710 m de altitude, na Fazenda Caiambora, pertencente a Joaquim Godinho, próximo (cerca de 50 m) à estação de captação de água do CINDACTA, junto às nascentes do rio Pelotas (28°07'18"S, 49°28'48"W) e no lado sul deste rio, no município de Urubici (o mapa da folha Aiurê [IBGE 1976] registra este local como parte do limite norte do município de Bom Jardim da Serra; ver cap. 2; Fotos 10 e 36-9). O outro, no

topo da **Serra do Rio do Rastro**, em área de Jorge Rodrigues Borges, a 1,3 km ao sul da SC 438, a aproximadamente 100 m dos paredões dos Aparados (28°24'40"S, 49°34'00"W), com exposição solar levemente leste, a cerca de 1400 m de altitude, no município de Bom Jardim da Serra (Fotos 13-5 e 40-5).

Nestes locais, todas as parcelas (Martins 1978, 1991; Greig-Smith 1983:1, como unidade amostral; Campbell 1989:527; Leitão Filho *et alii* 1993:104; Barbour *et alii* 1998:217 e Kent & Coker 1998:40, como "quadrats"; Rosário 2001, como quadros; Williams 2001) foram delimitadas sob vegetação com dossel (senso Richards 1996, não cf. Moffett 2000) denso e praticamente fechado, e com o componente arbóreo aparentemente não alterado e bem conservado. A delimitação das parcelas evitou clareiras grandes ou muito evidentes (cf. recomendação ou procedimento de Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:46; Martins 1991:80; Duivenvoorden 1994:287, 1996) e bordas da MN, além de áreas de topo muito secas ou baixadas muito úmidas (cf. Matlack 1994). As **parcelas de 10 x 10 m** puderam ser dispostas continuamente na Serra do Rio do Rastro (num retângulo de 40 x 50 m, mais duas numa extremidade), mas tiveram que ser dispostas em 3 módulos (quadrados ou o mais próximo possível disto, com 5, 6 e 9 parcelas contínuas em cada um; o que amostra áreas mais compactas e homogêneas, cf. Kunin 1997, Laurance *et alii* 1998) afastados cerca de 25 m entre eles no Morro da Igreja (Figura 5.1); em cada parcela, os 10 m de cada lado foram medidos sempre em linha horizontal, o que "corrige" a declividade da parcela e amplia a superfície de solo incluída na unidade amostral, procedimento nem sempre adotado em outros trabalhos (por exemplo, Heaney & Proctor 1990, Nadkarni *et alii* 1995).

Estas decisões implicam limitações a comparações entre os locais, em função da impossibilidade de separar possíveis efeitos dos fatores altitude e latitude, além de não se poder garantir "a priori" uma semelhança entre os solos das áreas e de as exposições não serem idênticas (sobre aspectos da exposição solar, ver seção 5.6 e Fotos 5 e 7). Praticamente, não tivemos escolha em função da extrema declividade e pequena extensão da maioria dos fragmentos restantes. Preferimos, então, perder comparabilidade e interpretabilidade da influência de fatores abióticos sobre a vegetação da MN, mas obter uma descrição da variabilidade florística, vegetacional e pedológica intralocal e inter-áreas, já que não havia qualquer registro anterior destes aspectos.

5.2.1. Procedimentos para a obtenção dos dados da vegetação

Reconhecemos 3 componentes na vegetação das MNs (arbóreo, terrícola não-arbóreo e epifítico), os quais analisamos em 4 tipos de levantamento parcial (um de cada componente, e mais um exclusivo da regeneração das espécies arbóreas, incluída também como parte do segundo componente), além do levantamento florístico completo de todas as parcelas, realizados após mais de 2 anos de coletas e familiarização com a vegetação amostrada, o que facilitou muito o processo de identificação das plantas.

No **levantamento quantitativo do componente arbóreo**, foram consideradas todas as árvores com pelo menos um tronco com 16 cm ou mais de CAP (circunferência à altura do peito, medida a 1,3 m acima do solo, correspondendo ao critério de inclusão **DAP>5 cm** [diâmetro à altura do peito]), cuja base do(s) tronco(s) estivesse totalmente ou mais da metade dentro dos limites da parcela. Cada árvore foi identificada pelo primeiro autor, a partir do exame de pelo menos um ápice de ramo com folhas retirado dela; todas as espécies foram coletadas com flor e fruto (exceto *Eugenia uruguayensis*, só encontrada sem estruturas reprodutivas), estando as exsicatas depositadas no Herbário FLOR (ver Tabela 2.5, no cap. 2), com duplicatas no Herbário UEC. A altura máxima de cada árvore, isto é, a distância entre o ápice do mais alto ramo com folhas e o nível do solo na base do tronco, foi medida com régua dendrométrica e precisão de 0,1 m, e a CAP, com fita métrica e precisão de 1 cm; no caso de indivíduos com ramificações abaixo de 1,3 m, cada uma foi medida individualmente e foram medidas também as CAPs de ramos com mais de 11 cm, sendo consideradas como um indivíduo apenas (ao contrário de Bellingham & Tanner 2000). Nenhuma espécie apresentou raízes tabulares ou anomalias no tronco que dificultassem a medição da CAP na altura estipulada. Os indivíduos considerados como **mortos** tinham pelo menos parte do tronco ainda em pé, permitindo a medição da CAP, embora vários já em avançado estado de decomposição e sem ramos da copa, o que impedia a medição de altura; este talvez seja um conceito relativamente amplo de "morto", mas a maioria dos trabalhos não esclarece a amplitude adotada em cada um.

Para descrever os padrões estruturais deste componente arbóreo de cada MN amostrada, foram obtidas, a partir dos dados de campo e para cada espécie, estimativas dos parâmetros absolutos e relativos de Densidade (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:68; Martins 1978, 1991; Greig-Smith 1983:5; Krebs 1989:11; Kent & Coker 1998:47), Freqüência (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:70; Martins 1978,

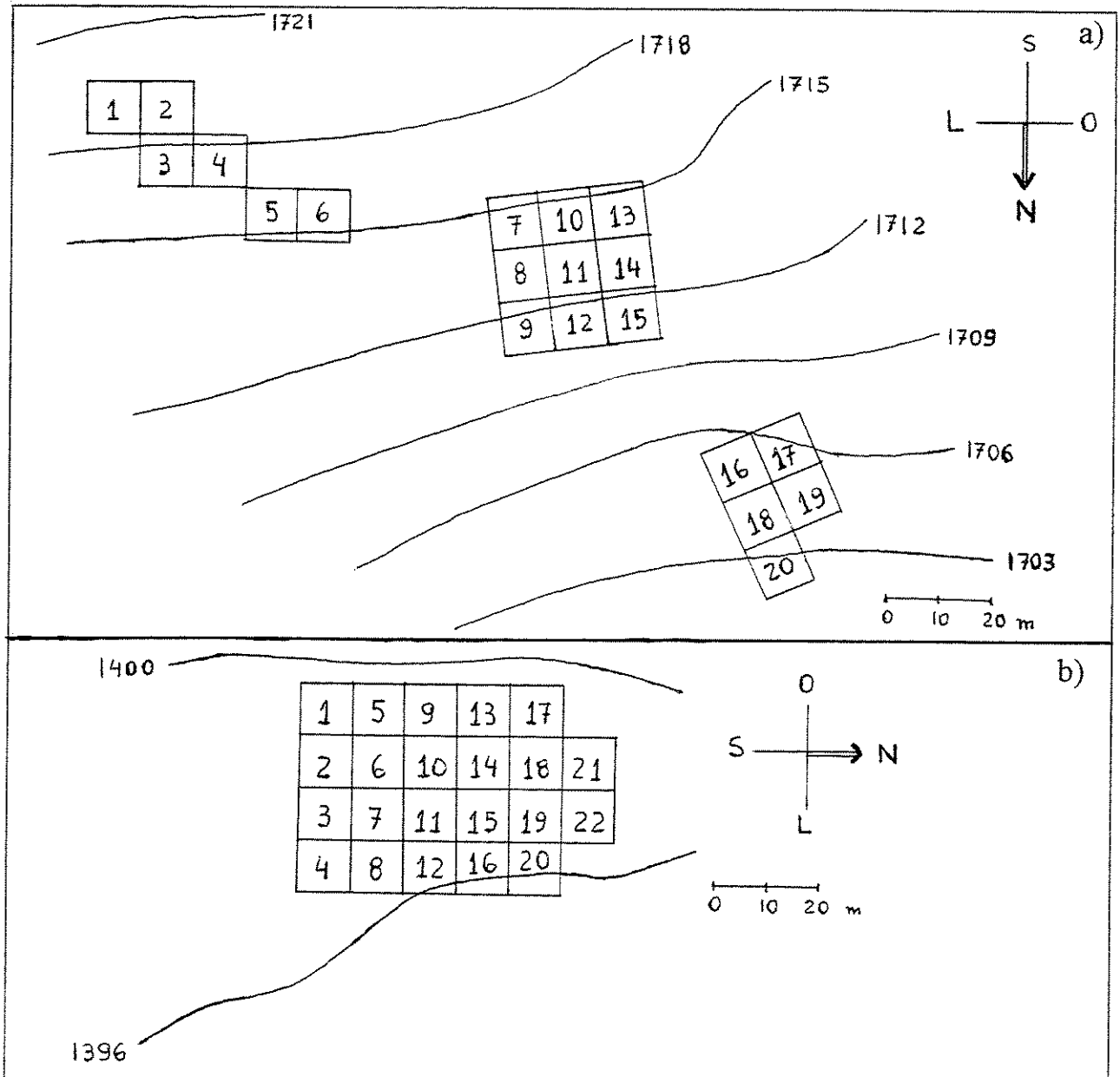


Figura 5.1 - Esquema da disposição das parcelas, cada uma com 10 x 10 m, nas duas áreas amostradas. a) Morro da Igreja, em Urubici, SC, entre 1702 e 1720 m de altitude. b) Alto da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra, SC, entre 1395 e 1400 m de altitude.

1991; Greig-Smith 1983:1; Campbell 1989:529; Kent & Coker 1998:47) e Dominância (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:111; Martins 1978, 1991; Campbell 1989:529; Jarenkow 1994:28), além dos Valores de Cobertura (Leitão Filho *et alii* 1993:105-6, Jarenkow 1994:28) e Importância (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:118, Campbell 1989:529, Martins 1991, Jarenkow 1994:28). Adicionalmente, estimamos estes mesmos parâmetros fitossociológicos adotando um critério de inclusão mais restritivo, de pelo menos um tronco com CAP≥31 cm, correspondendo a 10 cm ou mais de DAP, seguindo recomendação de Campbell (1989:526) e Oosterhoorn & Kappelle (2000). Todos estes cálculos foram feitos utilizando o pacote Fitopac (Shepherd 1995) e projetando as estimativas de densidade e área peitoral para um hectare. A expressão área basal (Greig-Smith 1983:6), geralmente usada para designar a área da seção transversal do caule obtida a partir do DAP (Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:111, Jarenkow 1994:28-9), mas também usada para a área da seção transversal do caule obtida a partir do DAS (diâmetro à altura do solo; por Martins 1991:82, Oliveira-Filho *et alii* 1994a,b, 1997, Carvalho *et alii* 1995, Meguro *et alii* 1996) ou do DNS (diâmetro do caule no nível do solo; van den Berg & Oliveira-Filho 2000), e portanto fonte de confusão (demonstrada por Mueller-Dombois & Ellenberg 1974:80,96; Campbell 1989:525-6), foi aqui substituída por "**área peitoral**", adotada como estimativa da Dominância de cada espécie.

As dimensões da transeção usada para desenhar o perfil seguem a regra geral proposta por Hallé *et alii* (1978:333), de ter largura entre 1/3 e 2/3 da altura da floresta e um comprimento no mínimo igual a esta mesma altura, critérios também adotados por Peixoto *et alii* (1995). Foi seguida a recomendação de Richards (1983) de apresentar um plano com a projeção da copa e da seção do DAP de cada indivíduo.

Além do levantamento das árvores, descrito acima, realizamos 3 outros tipos de levantamento, nas mesmas parcelas do primeiro, e todas as identificações também foram feitas pelo mesmo autor; praticamente todas as espécies foram coletadas com flor e fruto ou com esporângios, estando tais exsicatas depositadas no Herbário FLOR (ver Tabela 2.5, com autores de cada espécie, no final do capítulo 2), a grande maioria com duplicatas no Herbário UEC. A similaridade florística entre as duas áreas foi avaliada através do coeficiente de Jaccard (Valentin 2000:27).

O **levantamento do componente terrícola não-arbóreo** foi qualitativo e incluiu todos os indivíduos terrícolas enraizados em cada parcela (excluídos os arbóreos adultos – DAP>5 cm): ervas, subarbustos, arbustos e trepadeiras (inclusive as poucas que atingiam o dossel), tanto adultos quanto jovens imaturos e plântulas, bem como plantas jovens (de qualquer tamanho entre o mínimo de 10 cm de altura e o máximo de DAP = 4,9 cm) das espécies arbóreas; a inclusão de plantas jovens destas últimas também foi feita por Dorneles & Negrelle (1999), Meira-Neto & Martins (2000), entre outros, o que ganha relevância com os estudos de Coomes & Grubb (2000) e Lewis & Tanner (2000), que comprovam a competição por água e nutrientes verificada na submata sobre solos pobres e demonstram as importantes interações entre plantas terrícolas de idades e hábitos diferentes; parcelas de 100 m^2 para espécies herbáceas foram usadas também por Jenkins & Parker (2000). Este segundo componente se aproxima do que seria a submata, mas uma definição mais precisa desta talvez não devesse incluir trepadeiras que cheguem ao dossel e provavelmente incluiria epífitos localizados nas partes mais baixas das árvores; apesar destas pequenas diferenças, eventualmente usaremos o termo submata para designar este segundo componente; Moffett (2000) sugere o termo sub-bosque para uma definição que se aproxima ("understory"), mas que é claramente distinta da forma como este componente está sendo definido aqui.

O **levantamento do componente epifítico** também foi qualitativo e igualmente desconsiderou o estágio dos indivíduos, incluindo todos os enraizados exclusiva ou predominantemente sobre troncos ou ramos de outros, tanto na submata quanto nas árvores do dossel. O uso de parcelas de 100 m^2, embora não convencional em estudos de epífitos, foi adotado também por Sugden & Robins (1979), entre outros. Não empregamos a diferenciação feita por Moffett (2000) e outros autores entre epífito e parasita, embora isto aparentemente não afete nossos resultados.

No **levantamento da regeneração das espécies arbóreas** na submata, verificamos a freqüência de cada espécie, considerando a ocorrência de pelo menos 15 plantas jovens dela em cada parcela; como plantas jovens, consideramos os indivíduos incluídos entre 2 limites: o inferior, inexistência de DAP mas com no mínimo 10 cm de altura, e o superior, DAP até 4,9 cm e qualquer altura (geralmente 2 a 2,5 m no máximo); para as duas espécies arbóreas dominantes em cada área, ainda contamos todos os jovens encontrados em cada parcela. Estes indivíduos jovens estavam incluídos também no componente terrícola não-arbóreo, mas agora foram analisados separadamente neste quarto levantamento, onde buscamos uma

comparação com o componente arbóreo para tentar inferir se este mostra tendência de se alterar floristicamente ou se pode manter sua atual composição, como discutido por Oliveira *et alii* (2001).

5.2.2. Procedimentos para a análise das características do solo

Todos os trabalhos consultados sobre estes aspectos analisaram a camada superficial do solo. A amostragem em diferentes profundidades, uma mais superficial e outra(s) mais profunda(s), adotada por vários pesquisadores, é considerada pouco vantajosa por outros, como Jenkinson *et alii* (1999), e não foi adotada pela maioria, que restringiu-se à camada superficial, mas escolheu diferentes profundidades (em geral, 0-10, 0-15 ou 0-20 cm); preferimos adotar esta última posição, para reduzir os gastos com as análises. Apesar de todas as evidências sobre a enorme importância das camadas superficiais do solo, temos que destacar que partes mais profundas também podem ser importantes, como explorado por Restom (1998, e referências aí citadas).

Nossa decisão sobre a profundidade a amostrar considerou que: **a)** as raízes restringem-se principalmente aos 30 cm superficiais do solo nas florestas tropicais (Golley 1983, Lüttge 1997, Whitmore 1998) e geralmente inexiste menção de raízes como elementos destacados em perfis de solo abaixo de 0,5 m de profundidade (Lyford 1969, Grubb & Tanner 1976, Grieve *et alii* 1990, Thompson *et alii* 1992; mas ver Purbopuspito & Van Rees 2002), **b)** a profundidade média do tapete de raízes é de 20 cm na Amazônia (Sanford Jr. & Cuevas 1996), sendo que tal concentração de raízes finas nas camadas superficiais do solo é característica de muitas florestas (Jordan 1991, Attiwill & Adams 1993, Silver 1994), especialmente das matas tropicais de muitas regiões (Ellison & Coaldrake 1954, Sanford Jr. & Cuevas 1996) e das matas montanas de maior altitude (Wadsworth & Bonnet 1951), tendo sido registrada também em MN sul-brasileira (Roderjan 1994:107), **c)** 71-75% das raízes finas (<5mm de diâmetro) situam-se nos primeiros 20 cm do solo e 85-91% nos primeiros 30 cm (Gower 1987), **d)** 65% da massa de raízes num perfil de 9 m de profundidade estão localizados nos primeiros 10 cm do solo (Restom 1998), **e)** numa MN, 80-90% das raízes lenhosas localizam-se a até 10 cm de profundidade do solo, sendo que entre 30 e 60 cm as raízes parecem ser de graminóides principalmente (Lyford 1969), **f)** em matas úmidas tropicais, a região superficial é a de maior importância em termos de disponibilidade de nutrientes do solo (Silver 1994), já que esta disponibilidade geralmente diminui à medida que aumenta a distância da superfície dentro de um solo (Silver *et alii* 1994; entre 0-10, 10-35 e 35-60 cm), sendo que a maior parte das reservas minerais trocáveis concentra-se nos primeiros 20 cm (Lescure & Boulet 1985), **g)** vários autores analisaram apenas a profundidade de 0-20 cm, como Cassol & Zago (1983a,b), Hart *et alii* (1989), Johnston (1992), Oliveira-Filho *et alii* (1994a,b), Prata *et alii* (1996), Carvalho *et alii* (2000), Werneck *et alii* (2000), Gerhardt *et alii* (2001; em duas amostras: 0-10 e 10-20 cm), Lacerda (2001) e Laurance *et alii* (2001), e outros a adotaram junto com camadas mais profundas (até 1 m em alguns casos e às vezes com pouco proveito), como Meira Neto *et alii* (1989), Rodrigues *et alii* (1989), Martins (1991), Rodrigues & Shepherd (1992), Jarenkow (1994), Duivenvoorden (1995, 1996), Ziller *et alii* (1996), Chen *et alii* (1997, onde a camada 40-60 cm de nada adiantou), Oliveira-Filho *et alii* (1997), Pessoa *et alii* (1997, com apenas duas amostras mais profundas) e Waechter *et alii* (2000), **h)** é a região do solo com maior atividade microbiana em áreas frias (Vance & Chapin III 2001), **i)** várias perfurações que fizemos com mais de 20 cm de profundidade mostraram um horizonte B bem distinto do A coletado, e sua inclusão deixaria a amostra muito heterogênea e diferente das que não o incluíssem.

Fizemos coletas do solo **superficial** (0 a 20 cm de profundidade), que aparentava ser quase sempre um horizonte A relativamente homogêneo, através de uma **amostra composta em cada parcela**, obtida com trado em 5-7 pontos (dependendo da quantidade retirada em cada tradada) relativamente eqüidistantes e espalhados na parcela, sendo o solo misturado e homogeneizado dentro de um saco plástico transparente, atingindo cerca de 1 kg. A serapilheira era removida da superfície antes da tradagem e todos os pedaços de raízes mais evidentes foram excluídos da amostra durante a homogeneização. As amostras de todas as parcelas de cada área foram coletadas no mesmo dia. O solo sob vegetação campestre foi amostrado com o mesmo procedimento de coleta.

Avaliamos a pedregosidade superficial em cada parcela, contando o número de pedras na superfície do solo ou aflorando dele, divididas em grandes (≥25 cm na maior dimensão) e pequenas (entre 10 e 24 cm na maior dimensão), correspondendo grosseiramente aos matacões e calhaus de Souza (1995:20) e Jungblut & Pinto (1997). A profundidade do solo foi sondada com uma barra de ferro e uma marreta, através de 5 perfurações em cada parcela, enfiando a barra no solo e medindo a penetração em

cada ponto, até um máximo de 70 cm; com isto, não se buscou medir a profundidade total do solo em cada ponto, que provavelmente passava de 70 cm pelo menos algumas vezes, mas obteve-se uma medida de valor comparativo entre as parcelas, que chamamos profundidade média do solo da parcela (=soma das perfurações/5); em algumas escavações feitas, verificou-se que grandes pedras enterradas às vezes eram as responsáveis pela interrupção da penetração em profundidades intermediárias, mas mesmo assim considerou-se tal medida como a profundidade naquele ponto; pedras menores geralmente eram deslocadas ou rompidas pela barra e não devem ter interferido nas sondagens.

Em laboratório, estimamos o conteúdo hídrico do solo; as coletas de solo em cada área foram feitas em dias diferentes de fevereiro de 1999, mas em ambos os casos após pelo menos 3-4 dias da última chuva considerável na área, mas antes de transcorrida uma semana desta, ou seja, os solos não pareciam nem secos e nem muito úmidos, e o mês não apresentou qualquer anormalidade de precipitações ou temperaturas. Assim, comparações diretas entre as duas áreas não são recomendáveis nesta característica, que destina-se apenas a avaliar a variação dentro de cada área. As estimativas foram feitas pesando cerca de 100 g de solo de cada parcela (2-3 dias após a coleta) em balança analítica e registrando seu peso úmido, secando este material em estufa elétrica à temperatura constante de 70°C (Nobel *et alii* 1992) e fazendo pesagens diárias durante 4 dias, quando verificamos que atingiu a estabilidade do peso seco, que foi então determinado; a diferença entre o peso úmido inicial e o peso seco final foi usada para calcular a percentagem de água do solo (Gehlhausen *et alii* 2000).

As **análises químicas e granulométricas do solo de cada parcela** foram feitas pelo Laboratório de Análises de Solo (LAS) da Faculdade de Agronomia da UFRGS, cerca de 15 dias após a coleta, sendo os solos armazenados à sombra e à temperatura ambiente durante este período. Como Chen *et alii* (1997), o LAS analisou duas vezes cada parâmetro e forneceu a média das determinações (exceto para S, Zn, Cu, B e Mn), feitas dos seguintes modos: percentagem de MO (matéria orgânica), por digestão úmida em solução sulfocrômica e determinação colorimétrica; P e K, pelo método Mehlich I; Ca, Mg, Al e Mn trocáveis, extraídos com KCl 1 mol/l; S-SO_4, extraído com $CaHPO_4$ 500 mg/l de P; Zn e Cu, extraídos com HCl 0,1 mol/l; B, extraído com água quente; pH em água, na relação solo/água de 1:1; CTC (capacidade de troca de cátions), a pH 7,0. Silva & Van Raij (1999) consideram que o método da resina trocadora de ânions é superior a outros 11 que estimam a disponibilidade de P no solo, entre os quais Mehlich I, mas a desvantagem deste, usado pelo LAS, de não revelar adequadamente o efeito da calagem em aumentar a disponibilidade de P para as plantas, certamente não se aplica à nossa análise de solos florestais. As análises granulométricas (também média de duas determinações) foram feitas em material seco a 45°C; os teores de argila determinados pelo método do densímetro durante as análises químicas (não apresentados, mas disponíveis com DBF) muitas vezes foram diferentes dos valores obtidos na análise granulométrica, que foram os adotados. Maiores detalhes sobre os métodos de análise que foram usados em nossas amostras podem ser obtidos em Tedesco *et alii* (1985) e Tomé Jr. (1997).

Não estimamos a disponibilidade de nitrogênio, diante das sérias dificuldades para avaliá-la, já que "95% ou mais do N do solo encontra-se complexado na forma orgânica", e só uma pequena parte é mineralizada pela microbiota do solo ao longo de um período de vários meses (Camargo *et alii* 1999b); segundo Camargo *et alii* (1999b) e Vance & Chapin III (2001), a disponibilidade de N é controlada por vários aspectos do ambiente químico e físico, incluindo a disponibilidade de outros nutrientes e a ação de organismos auto e heterotróficos, além da temperatura e umidade, e tais interações complicam as interpretações dos efeitos do N sobre processos das plantas ou dos microrganismos (Tomé Jr. 1997, Camargo *et alii* 1999b, De Boer & Kowalchuk 2001). Mesmo reconhecendo a grande importância deste elemento para as plantas e considerando-o um dos mais limitantes para a produtividade delas (Vitousek 1985, Tanner *et alii* 1990, Camargo *et alii* 1999b), preferimos omiti-lo nesta tese, deixando sua análise para outros trabalhos que possam adotar métodos adequados de avaliá-lo, como o discutido por Camargo *et alii* (1999a).

5.2.3. Análises multivariadas

Através do pacote Fitopac (Shepherd 1995), foram realizadas análises exploratórias dos dados fitossociológicos e dos parâmetros pedológicos, utilizando técnicas de ordenação (análises de componentes principais [ACP], de coordenadas principais [PCO] e de correspondência [AC, ou média recíproca]) e agrupamento (usando os métodos de ligação completa, média de grupo ou ponderada [UPGMA], ligação mínima ou simples, flexível e variância mínima ou de Ward), expostas também por

Valentin (2000). Para a análise dos epífitos e da submata, optamos pelo coeficiente de Jaccard, já que ele desconsidera as ausências duplas e tem sido talvez o de uso mais tradicional. Para a análise dos dados abióticos, optamos pela ACP-correlação, que automaticamente estandardiza os dados, e pela AC. Nos casos de ACP e AC, foram feitas análises com todos os parâmetros avaliados e outras com a eliminação de alguns destes (como a CTC ou Al+H, que são somas de íons já incluídos na análise, ou o pH-SMP, que é uma segunda estimativa do pH), sendo aqui reportados apenas os resultados considerados mais importantes. Em quase todas as análises mostradas neste capítulo, a percentagem de MO e a profundidade do solo foram excluídas, por serem muito pouco variáveis e/ou informativas nestes casos, sendo as AC e ACP feitas com as (12-)15-16 características mais importantes, o que também permite diagramas mais facilmente interpretáveis.

5.3. Flora e riqueza de espécies

A riqueza florística encontrada pode ser considerada até surpreendente, em função de as condições abióticas das duas áreas (mas mais especialmente do Morro da Igreja) serem bastante inóspitas e desfavoráveis para a grande maioria das espécies vasculares sul-brasileiras, tratando-se praticamente de habitats marginais.

As Tabelas 5.1 e 5.2 mostram a composição florística e a riqueza total de espécies de cada parcela, incluindo tanto arbóreas (DAP>5 cm) quanto terrícolas não-arbóreas ou da submata (DAP<5 cm ou plantas menores que 1,3 m de altura) e epifíticas, correspondendo a um total de 161 espécies vasculares nas parcelas (20 e 22) das duas áreas: 41 espécies foram exclusivas do levantamento fitossociológico da Serra do Rio do Rastro, 58 ocorreram nos 2 levantamentos e 62 foram exclusivas das parcelas do Morro da Igreja, correspondendo a uma similaridade de 0,36 entre as duas áreas (coeficiente de Jaccard). O Morro da Igreja apresentou maior riqueza de espécies que a Serra do Rio do Rastro, tanto total (120 x 99) quanto por parcela (média=61,4±4,5 x média=49,5±4,4; amplitude=54-69 x amplitude=45-60), o que é um pouco surpreendente, em virtude da sua maior altitude e das condições climáticas mais extremas; também no levantamento florístico completo ocorreu maior riqueza (280 x 260; cap. 4) ali, sendo os valores das diferenças quase idênticos entre eles (ca. 20), exceto os valores das diferenças no nível de parcela (ca. 10), razoavelmente constantes entre si, mas só atingindo a metade das diferenças totais. Kappelle *et alii* (1995a) encontraram uma média de 51 espécies vasculares (especialmente terrícolas) por parcela de 0,05 ha em matas nebulares altimontanas da Costa Rica (2500 a 3200 m de altitude), com uma variação entre 42 e 75, valores razoavelmente próximos dos nossos, mas nossas parcelas são 5 vezes menores e foram instaladas em altitudes bem inferiores. Uma evidente redução da riqueza de espécies ocorreu com o aumento da altitude em matas nebulares mexicanas (Vázquez G. & Givnish 1998), costarriquenhas (Kappelle *et alii* 1995a:129) e também em outros tipos de matas (Gentry 1988).

A maior riqueza do Morro da Igreja pode estar relacionada aos fatores pedológicos, que indicam maior fertilidade do solo (ver seção 5.8, Tabela 5.18) na área, ou a efeitos provocados pelo gado, mais presente nesta área, eventualmente destruindo mais a submata e/ou transportando para o interior da MN espécies que normalmente não ocorreriam aí e que encontram condições mínimas para se desenvolverem exatamente pela redução da densidade da submata e por outras perturbações causadas pelo gado (ver cap. 6). Também Bhuju & Ohsawa (2001) encontraram maior riqueza de espécies em áreas moderadamente perturbadas que nas menos perturbadas, devido a interações entre clareiras e pisoteio que ampliavam a heterogeneidade espacial do habitat, o que também foi verificado por Wohlgemuth *et alii* (2002). A avaliação daquela segunda hipótese exigirá futuras comparações com áreas onde o gado tenha sido excluído, a fim de tentarmos isolar o seu efeito e perceber se não há alguma interação entre os dois fatores considerados. Será importante, também, verificarmos se em outros locais as diferenças de fertilidade do solo e de riqueza de espécies se mantêm e se estão realmente associadas.

Entre as 58 espécies em comum entre Morro da Igreja e Serra do Rio do Rastro, encontramos 34 dicotiledôneas, 6 monocotiledôneas, uma gimnosperma e 17 pteridófitas, com destaque para 3 espécies de *Asplenium*, 4 de Polypodiaceae, 3 de *Leandra* e 4 de *Myrceugenia*, que também foram relativamente freqüentes nas duas amostras, além de 3 de *Mikania* e 4 de *Solanum*, que foram bem menos freqüentes que os táxons anteriores. Entre as 41 espécies exclusivas da Serra do Rio do Rastro, 25 eram dicotiledôneas (sendo 7 Melastomataceae), 6 eram monocotiledôneas e 10 eram pteridófitas (sendo 6 Polypodiaceae). Entre as 62 espécies exclusivas do Morro da Igreja, encontramos 49 dicotiledôneas (sendo 13 Asteraceae), 7 monocotiledôneas e 6 pteridófitas. Isto mostra o evidente predomínio das dicotiledôneas tanto entre as

Tabela 5.1 – Espécies vasculares de cada parcela da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici, considerando todas as plantas jovens ou adultas (epífitos, terrícolas da submata, árvores, etc.).

1 a **20** = parcelas; **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%). Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FA	FR
Aspl	Asplenium araucarieti	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Asplenium incurvatum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	95	1,5
	Asplenium martianum								x	x		x	x	x	x	x	x			x		45	0,7
Blec	Blechnum penna-marina	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Denn	Histiopteris incisa	x				x	x				x	x										25	0,4
	Hypolepis repens	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x				x		x	65	1,1
Dick	Dicksonia sellowiana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Dryo	Athyrium filix-femina		x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		70	1,1
	Dryopteris wallichiana	x	x	x	x		x		x					x		x				x		45	0,7
	Elaphoglossum sellowianum	x	x			x	x	x	x	x		x			x	x		x		x	x	65	1,1
	Polystichum sp.																	x		x		10	0,2
Hyme	Hymenophyllum magellanicum						x		x	x		x	x	x		x	x	x	x		x	55	0,9
	Hymenophyllum polyanthos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Hymenophyllum rufum						x															5	0,1
Lyco	Lycopodium quadrifariatum	x				x	x															15	0,2
Plag	Plagiogyria semicordata						x															5	0,1
Poly	Campyloneurum austrobrasilianum	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	85	1,4
	Grammitis organensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Pleopeltis macrocarpa	x	x	x	x	x	x	x							x							40	0,7
	Polypodium typicum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Thel	Thelypteris sanctae-catharinae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Vitt	Vittaria lineata												x	x								10	0,2
pterid	pteridófita - jovem indeterminada	x			x															x		15	0,2
Arau	Araucaria angustifolia			x		x	x			x		x										25	0,4
Apia	Apium leptophyllum										x			x	x							15	0,2
	Eryngium smithii									x												5	0,1
	Hydrocotyle itatiaiensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Aqui	Ilex microdonta	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	85	1,4
	Ilex paraguariensis				x																	5	0,1
Aral	Oreopanax fulvus		x		x		x		x			x			x		x	x	x			45	0,7
Ascl	Schistogyne mosenii													x								5	0,1
	Tassadia subulata	x					x	x			x						x	x	x		x	40	0,7
Aste	Baccharidastrum triplinervium										x			x								10	0,2
	Baccharis brachylaenoides					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	80	1,3
	Baccharis dentata		x	x				x			x			x					x	x		35	0,6
	Baccharis cf. erioclada																x					5	0,1
	Baccharis organensis	x												x		x						15	0,2
	Baccharis cf. phyteumoides		x	x		x	x			x	x		x		x							40	0,7
	Baccharis sp. (glabro, fls. alt.)	x																				5	0,1
	Conyza macrophylla					x																5	0,1
	Conyza sumatrensis							x					x			x		x		x		25	0,4
	Eupatorium catharinense		x	x							x			x	x		x				x	35	0,6
	Eupatorium cf. lymansmithii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Eupatorium picturatum	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	95	1,5
	Mikania involucrata																				x	5	0,1
	Mikania orleansensis		x					x				x			x							20	0,3
	Mikania paranensis																			x		5	0,1
	Mikania cf. vitifolia		x	x	x						x				x		x	x	x			40	0,7
	Mutisia campanulata				x							x			x	x						20	0,3
	Senecio desiderabilis		x		x	x	x			x	x	x	x	x	x	x					x	60	1,0
	Vernonia discolor	x							x									x		x	x	25	0,4
	Vernonia cf. puberula										x											5	0,1
Berb	Berberis kleinii	x	x		x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	80	1,3
	Berberis laurina		x	x	x	x							x						x			30	0,5
Bora	Moritzia dasyantha	x																				5	0,1
Cact	Rhipsalidopsis rosea		x																			5	0,1
Cary	Cerastium dicrotrichum/rivulare	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	90	1,5
Cela	Maytenus boaria			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		80	1,3
Comm	Tradescantia anagallidea		x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	85	1,4

continua

Tabela 5.1 - conclusão

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FA	FR
Corn	Griselinia ruscifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Cucu	Cayaponia pilosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Cuno	Weinmannia humilis	x	x	x	x	x	x			x			x								x	45	0,7
Cype	Carex catharinensis	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x	75	1,2
	Carex phalaroides	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Rhynchospora biflora	x	x	x	x		x															25	0,4
Elae	Crinodendron brasiliense	x					x	x	x	x	x		x				x	x	x		x	55	0,9
Fab-M	Mimosa scabrella	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x		x	x	80	1,3
Flac	Azara uruguayensis	x	x					x			x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	65	1,1
Gros	Escallonia bifida									x										x		10	0,2
Icac	Citronella paniculata	x		x				x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	80	1,3
Junc	Luzula campestris	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Lami	Salvia melissiflora - flor pequena	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Salvia sp. - flor grande	x	x	x	x						x	x										30	0,5
Mela	Leandra luctatoris	x					x							x		x	x		x	x	x	40	0,7
	Leandra pallida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		90	1,5
	Leandra riograndensis	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	90	1,5
	Leandra sulfurea	x	x	x			x					x			x			x	x		x	45	0,7
Myrs	Myrsine coriacea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Myrt	Myrceugenia alpigena												x		x							10	0,2
	Myrceugenia glaucescens	x		x	x	x								x								25	0,4
	Myrceugenia oxysepala	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	95	1,5
	Myrceugenia pilotantha					x	x	x		x	x			x								30	0,5
	Myrceugenia regnelliana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Myrrhinium atropurpureum																	x				5	0,1
Onag	Fuchsia regia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Orch	Malaxis sp.																x					5	0,1
	Sophronistis coccinea	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x			x	75	1,2
Oxal	Oxalis linarantha													x								5	0,1
	Oxalis tenerrima	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Pass	Passiflora caerulea		x	x	x	x		x		x				x	x		x	x	x			55	0,9
Pipe	Peperomia pseudobcordata			x							x											10	0,2
Plan	Plantago australis	x						x														10	0,2
Poac	Chusquea mimosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Festuca ulochaeta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Panicum cf. stigmosum			x	x							x		x	x	x						30	0,5
	Poa bradei	x	x								x	x			x	x		x	x	x		45	0,7
	Indeterminada		x																			5	0,1
Ranu	Clematis montevidensis													x					x	x		15	0,2
	Ranunculus cf. bonariensis										x	x		x					x	x		25	0,4
Rosa	Prunus sellowii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x				70	1,1
	Rubus sellowii					x																5	0,1
Rubi	Coccocypselum reitzii	x	x	x			x			x				x		x						35	0,6
	Galium hypocarpium		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	90	1,5
	Galium sp. - folha pequena	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
	Manettia sp. (C branca)			x				x	x	x		x	x			x						35	0,6
Scro	Gratiola peruviana											x		x	x							15	0,2
Sola	Cyphomandra mortoniana				x		x									x	x				x	25	0,4
	Solanum aculeatissimum									x												5	0,1
	Solanum canoasense	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	95	1,5
	Solanum inodorum			x																x		10	0,2
	Solanum laxum [=boerhaviifolium]		x			x	x		x	x	x	x	x		x	x	x		x		x	65	1,1
	Solanum pseudocapsicum	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x		x	x	x	x	x	80	1,3
	Solanum sanctae-catharinae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Symp	Symplocos pentandra -fol. pequena	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	90	1,5
	Symplocos tetrandra -folha grande	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
Vale	Valeriana scandens								x			x	x		x			x	x	x	x	40	0,7
Viol	Viola cf. subdimidiata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	90	1,5
Wint	Drimys angustifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,6
angios	dicot. - jovem indeterminada						x					x		x							x	20	0,3
angios	monocot. - jovem indeterminada				x				x	x												15	0,2
	Total = 120 espécies																						99,9
	Riqueza em cada parcela	66	68	65	59	59	68	61	55	62	65	67	57	70	68	63	55	60	59	60	61		

Tabela 5.2 – Espécies vasculares de cada parcela da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra, considerando todas as plantas jovens ou adultas (epífitos, terrícolas da submata, árvores, etc.).

1 a **22** = parcelas; **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%). Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	FA	FR
Aspl	Asplenium araucarieti	x			x	x		x	x		x	x	x			x	x				x			50	1,0
	Asplenium cf. raddianum											x												4	0,1
	Asplenium incurvatum	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	1,8
	Asplenium martianum										x	x	x			x	x				x			27	0,5
Blec	Blechnum penna-marina	x	x			x	x				x	x				x	x							36	0,7
	Blechnum regnellianum																		x					4	0,1
Denn	Histiopteris incisa						x						x			x	x		x	x				27	0,5
	Hypolepis repens	x	x	x	x			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			73	1,5
Dick	Dicksonia sellowiana			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	1,8
Dryo	Athyrium filix-femina							x	x		x	x	x			x	x							32	0,6
	Elaphoglossum sellowianum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	91	1,8
	Polystichum aff. platyphylum																				x			4	0,1
Hyme	Hymenophyllum caudiculatum																						x	4	0,1
	Hymenophyllum magellanicum			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	82	1,7
	Hymenophyllum polyanthos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Lyco	Lycopodium quadrifariatum			x			x	x	x	x		x		x		x		x		x		x		50	1,0
Poly	Campyloneurum austrobrasilianum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Campyloneurum fallax								x			x				x	x							18	0,4
	Grammitis achilleifolia	x		x										x	x	x		x	x	x	x	x	x	50	1,0
	Grammitis cultrata																x							4	0,1
	Grammitis organensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Pleopeltis macrocarpa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x					73	1,5
	Polypodium hirsutissimum									x								x	x	x		x		23	0,5
	Polypodium recurvatum						x						x	x										14	0,3
	Polypodium siccum																						x	4	0,1
	Polypodium typicum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Thel	Thelypteris sanctae-catharinae	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	82	1,7
Arau	Araucaria angustifolia	x						x						x	x					x	x			27	0,5
Apia	Hydrocotyle itatiaiensis	x				x			x		x	x	x		x		x		x			x		46	0,9
	Hydrocotyle quinqueloba			x	x																			9	0,2
Aqui	Ilex chamaedryfolia																						x	4	0,1
	Ilex microdonta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Aste	Baccharis brachylaenoides		x	x	x			x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		73	1,5
	Baccharis cassiniifolia																				x			4	0,1
	Conyza sumatrensis																x							4	0,1
	Mikania cf. involucrata								x									x						9	0,2
	Mikania orleansensis		x			x	x	x	x			x			x		x					x		41	0,8
	Mikania paranensis																				x	x		9	0,2
	Mutisia speciosa																x							4	0,1
	Senecio desiderabilis	x	x		x	x	x	x	x				x		x			x	x		x		x	59	1,2
	Vernonia discolor				x	x		x											x					18	0,4
Brom	Tillandsia cf. stricta			x														x						9	0,2
	Vriesea sp.													x										4	0,1
Cact	Rhipsalidopsis rosea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Clet	Clethra uleana																		x					4	0,1
Corn	Griselinia ruscifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Cuno	Weinmannia paulliniifolia	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	1,8
Cype	Carex sellowiana		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	91	1,8
	Eleocharis squamigera	x																						4	0,1
	Rhynchospora biflora	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Eric	Leucothoe niederleinii								x															4	0,1
FabM	Mimosa scabrella															x							x	9	0,2

continua

Tabela 5.2 - conclusão

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	FA	FR
Laur	Cinnamomum amoenum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	96	1,9
	Ocotea pulchella	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Persea major	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	91	1,8
Mela	Leandra catharinensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	96	1,9
	Leandra laxa														x				x					9	0,2
	Leandra pallida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Leandra planifilamentosa	x		x	x			x	x				x	x	x	x	x	x		x	x			59	1,2
	Leandra quinquedentata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Leandra riograndensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x			82	1,7
	Leandra sublanata		x	x	x		x	x		x	x			x					x	x		x	x	54	1,1
	Leandra sulfurea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	96	1,9
	Miconia cinerascens													x										4	0,1
	Miconia ramboi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Myrs	Myrsine coriacea	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		91	1,8
	Myrsine cf. wettsteinii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Myrt	Eugenia uruguayensis											x											x	9	0,2
	Hexachlamys itatiaiensis		x						x			x	x			x	x				x			32	0,6
	Myrceugenia alpigena	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Myrceugenia glaucescens	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Myrceugenia oxysepala									x		x	x				x					x		23	0,5
	Myrceugenia pilotantha		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	96	1,9
	Myrciaria floribunda	x		x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	86	1,7
	Siphoneugena reitzii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Onag	Fuchsia regia	x																			x			9	0,2
Orch	Habenaria cf. nemorosa		x							x							x			x				18	0,4
	Rodrigueziella gomesioides					x	x				x													14	0,3
	Sophronitis coccinea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
Pipe	Peperomia pseudobcordata	x		x	x		x		x		x	x	x	x		x	x			x	x	x	x	68	1,4
Poac	Chusquea mimosa			x	x							x			x			x	x	x	x	x	x	46	0,9
	Festuca ulochaeta		x	x	x		x	x	x			x												32	0,6
	Panicum cf. stigmosum	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	96	1,9
	Poa bradei	x	x			x				x		x												23	0,5
Rham	Rhamnus sphaerosperma			x	x										x						x			18	0,4
Rosa	Prunus cf. subcoriacea	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	1,8
	Rubus sellowii																x							4	0,1
Rubi	Coccocypselum reitzii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Galium hypocarpium								x															4	0,1
	Galium sp. - folha pequena			x		x			x		x						x				x	x	x	36	0,7
	Rudgea parquioides				x				x															9	0,2
Sola	Solanum aculeatissimum						x																	4	0,1
	Solanum inodorum			x	x		x		x			x	x		x	x	x		x		x	x		54	1,1
	Solanum laxum		x																					4	0,1
	Solanum sanctae-catharinae		x	x	x			x	x		x	x	x				x				x			46	0,9
Symp	Symplocos pentandra - folha menor		x	x				x		x							x	x			x			32	0,6
	Symplocos tetrandra - folha maior				x						x	x	x	x	x	x	x		x	x	x			50	1,0
Viol	Viola cf. subdimidiata											x												4	0,1
Wint	Drimys angustifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,0
	Total = 99 espécies																								99,5
	Riqueza de cada parcela	46	46	52	52	46	46	51	56	47	50	56	54	47	50	51	61	47	54	47	58	47	47		

exclusivas de cada amostra como entre as em comum, tendo sido também as responsáveis pela diferença de riqueza entre as duas áreas; mais da metade das pteridófitas ocorreu em ambas as amostras, enquanto isto se deu com apenas 1/3 das mono e das dicotiledôneas; as monocotiledôneas tiveram a menor participação na riqueza das amostras, não tendo qualquer táxon entre os mais destacados neste aspecto. É tentador atribuir a mais ampla ocorrência das pteridófitas às suas geralmente maiores áreas de distribuição geográfica e aos seus diminutos e eficientes esporos facilmente dispersados pelo vento; no entanto, só esta explicação pode não ser suficiente para tal diferença, que talvez também seja determinada por um efeito da superfície amostrada e do tamanho dos indivíduos, embora isto ainda deva ser melhor avaliado.

As riquezas encontradas em 2000 m^2 de MNs no Morro da Igreja (120 espécies vasculares) e em 2200 m^2 na Serra do Rio do Rastro (99 espécies vasculares) foram inferiores à riqueza registrada em 13 m^2 de unidades amostrais em vegetação campestre (121 espécies de angiospermas) de baixa altitude no RS (Garcia & Boldrini 1999), o que mostra que as vegetações "abertas" também podem possuir grande biodiversidade; no entanto, quando este tema é discutido, quase sempre predominam as preocupações e reflexões sobre a conservação de ecossistemas florestais, embora os não-florestais (como vegetações rupícolas, campos, turfeiras, banhados, etc.) possam ser tão ricos ou até mais ricos que as matas (o que já era afirmado por Rambo 1951:75), só que geralmente não são tão valorizados.

Embora a riqueza de espécies tenha sido maior no Morro da Igreja que na Serra do Rio do Rastro (120 x 99), mesmo com duas parcelas a menos no primeiro, a riqueza de espécies com indivíduos arbóreos (13 x 16 ou 7 x 10, considerando DAP mínimo de 5 ou 10 cm, respectivamente; Tabelas 5.4–5.7) e epifíticas (19 x 26; Tabelas 5.10 e 5.11) foi menor ali, o que mostra que sua maior riqueza total foi determinada, portanto, pelas espécies terrícolas da submata ou não-arbóreas (109 x 86; Tabelas 5.12 e 5.13; especialmente dicotiledôneas), supostamente mais suscetíveis à ação do gado, que pode tanto prejudicá-las (pastando-as ou pisoteando-as) quanto favorecê-las (evitando-as e consumindo apenas suas competidoras, e/ou dispersando seus propágulos). A riqueza de espécies arbóreas e epifíticas parece mostrar uma maior importância relativa do clima menos extremo do que do solo mais rico na determinação da riqueza dos componentes relativamente mais expostos das MNs.

A submata, relativamente mais protegida dos rigores extremos das condições atmosféricas, parece menos influenciável por eles e talvez por isso possa ser mais determinada pela fertilidade natural do solo, se a os efeitos do gado não tiverem sido muito importantes nos resultados encontrados. Além disso, uma influência direta da fertilidade do solo sobre os epífitos é improvável, mas um efeito indireto dela, ao determinar maiores ou menores altura, DAP, densidade e riqueza dos forófitos, e estas características influenciarem a flora e vegetação epifíticas, parece algo mais razoável e até provável. A redução do número de espécies de ervas terrícolas e, secundariamente, de trepadeiras e arbustos foi a grande responsável pela diminuição da riqueza de espécies vasculares em matas nebulares mexicanas, à medida que aumentou a altitude de 2000 para 2500 m, em amostras de 0,1 ha: a riqueza caiu quase linearmente de 92 espécies para 45, embora as ervas terrícolas tenham sido sempre o grupo mais rico, superando por pouco as árvores (DAP>2,5 cm); estas mostraram uma pequena redução da riqueza com o aumento da altitude, enquanto os epífitos praticamente mantiveram riqueza semelhante nas diferentes altitudes (Vázquez G. & Givnish 1998).

As amostras fitossociológicas não incluíram qualquer espécie arbórea não percebida anteriormente pela amostragem florística (cap. 4), ou seja, as 26 espécies das 1257 árvores vivas amostradas já haviam sido todas encontradas por nós anteriormente. Em relação às 140 espécies terrícolas amostradas na submata, duas delas podem ser consideradas de algum modo como "novidade" encontrada pela primeira vez durante o estudo fitossociológico: *Vernonia* cf. *puberula* (uma planta jovem verificada pela primeira vez no Morro da Igreja, mas a espécie já havia sido registrada na MN da Serra do Corvo Branco) e *Habenaria* cf. *nemorosa* na Serra do Rio do Rastro (onde havíamos registrado orquídeas terrícolas estéreis, mas não sabemos se eram desta espécie ou não). Neste local, na amostra fitossociológica dos epífitos, *Polypodium siccum* (uma samambaia de poucos centímetros de altura) foi encontrada pela primeira e única vez, enquanto todas as outras 31 espécies epifíticas amostradas nas duas áreas já haviam sido registradas anteriormente pela amostra florística por caminhamento sem áreas demarcadas. Conclui-se, portanto, pela pequena representatividade florística obtida pela amostra fitossociológica, tanto se considerada como única forma de amostragem ou, mesmo, se como complemento de uma amostragem florística mais ampla, como neste caso, onde foi responsável pela inclusão de apenas 3 espécies adicionais

(3 em 161 = 2%), isto sem considerar que deixou de registrar em cada área a maioria das espécies amostradas nela pelo estudo florístico (cap. 4).

Considerada isoladamente, a amostra fitossociológica representou apenas 43% (120/280) das espécies encontradas pela florística no Morro da Igreja e 38% (99/260) das encontradas na Serra do Rio do Rastro, comprovando que, do ponto de vista da riqueza de espécies, a amostragem fitossociológica é bastante limitada e, aparentemente, não vantajosa e nem recomendável, como eventual substituta de uma amostragem florística por caminhamento. Obviamente, ela apresenta uma série de outras informações importantes que a simples amostragem florística não fornece tão precisamente, mas, **meramente do ponto de vista florístico**, a amostragem fitossociológica é totalmente inferior e não compensaria o esforço de alocação de parcelas, quadrantes ou do uso de outro método fitossociológico qualquer. Com isto, discordamos de Oliveira-Filho & Machado (1993:84), que consideram compreensível que levantamentos subsidiários de estudos fitossociológicos resultem em listagens maiores, em função da necessidade de exame de cada indivíduo dentro de uma área amostral; esta limitação a uma área amostral geralmente menor que a percorrida em levantamentos florísticos por caminhamento, no nosso entender, muito provavelmente reduz a quantidade de espécies incluídas, como também verificaram Rodrigues & Shepherd (1992) e Carvalho *et alii* (1995), a não ser que o levantamento florístico seja mal feito e não analise efetivamente a riqueza de espécies ou uma superfície razoavelmente ampla.

É provável que a amostragem fitossociológica não seja tão boa para encontrar as espécies mais raras, as quais representam parte muito importante da riqueza de espécies na maioria das matas. Por exemplo, Kappelle *et alii* (1995b) encontraram menos de 10% de espécies raras (ocorrentes em apenas uma parcela), com destaque para Asteraceae, que correspondeu a 4 das 15 espécies; já numa análise preliminar de 15 levantamentos quantitativos feitos na mata atlântica paulista, Martins *et alii* (1998) registraram 747 espécies arbóreas, das quais 376 foram encontradas em um único levantamento (podendo ser consideradas raras) e representaram exatamente 50% do total destas espécies; ao final, os mesmos autores analisaram 17 trabalhos na mesma região, totalizando 771 espécies, das quais 478 ocorreram num único levantamento, representando 62% do total de espécies (Scudeller *et alii* 2001). Isto mostra ainda a variação do conceito de espécie rara (muito bem discutida por Gaston 1994; ver também Negrelle 2001) e as dificuldades para se chegar a uma uniformidade mínima no seu uso, embora poucos pesquisadores pensem em questionar a reconhecida importância de tal tipo de espécie, ainda que, como Guedes-Bruni & Mantovani (1999), muitas vezes não se encontre um padrão de ocorrência para elas.

Por outro lado, a amostragem meramente florística ou a simples consideração da presença de cada espécie não evidencia as nítidas diferenças vegetacionais que podem existir entre locais ou pontos dentro de cada área ou entre áreas, tanto em termos de densidade das populações de cada espécie como em relação ao porte destas plantas, além de ser difícil estimar a superfície efetivamente amostrada, medida importante em termos comparativos e indicativa do esforço amostral.

No Morro da Igreja, Asteraceae (20) foi disparadamente a **mais rica família**, seguida por Solanaceae (7), Myrtaceae (6) e Poaceae (5), sendo *Baccharis* (6), *Solanum* (6), *Myrceugenia* (5), *Leandra* (4) e *Mikania* (4) os **gêneros mais ricos** (Tabela 5.3, no final desta seção). Na Serra do Rio do Rastro, a riqueza de 4 famílias foi semelhante, Polypodiaceae (10), Melastomataceae (10), Asteraceae (9) e Myrtaceae (8), sendo muito destacada em relação às demais. As famílias mais ricas nos 2 locais foram as mesmas, exceto por Dryopteridaceae e Aspleniaceae, que foram das mais ricas numa área apenas (mas *Asplenium* esteve entre os gêneros mais ricos de ambas as áreas), o que indica uma alta similaridade florística no nível de famílias mais ricas. Na Serra do Rio do Rastro, o gênero mais rico foi *Leandra* (8), bem mais que *Asplenium* (4), *Polypodium* (4), *Myrceugenia* (4) e *Solanum* (4).

Dos 8 gêneros mais ricos em cada área, 6 foram os mesmos, mostrando que também a similaridade genérica é alta entre os mais ricos; *Grammitis* e *Polypodium* destacaram-se só na Serra do Rio do Rastro, enquanto *Baccharis* e *Eupatorium* só se destacaram no Morro da Igreja. A menor importância dos 2 últimos nas parcelas na Serra do Rio do Rastro reforça o aspecto aparentemente mais conservado da submata desta área, onde a riqueza de Asteraceae também não foi tão grande e onde as pteridófitas tiveram uma riqueza maior que no Morro da Igreja, tanto no total de espécies (27 x 23) quanto no percentual da flora (27 x 19%), o que talvez esteja associado também à maior riqueza de espécies epifíticas na primeira área e não seja determinado só (ou principalmente) pela situação da submata. Asteraceae também foi a família mais rica em 4 das 6 faixas altitudinais das matas nebulares estudadas por Vázquez G. & Givnish (1998) no México.

Estes resultados florísticos contrastam com o padrão mostrado por Gentry (1982:46, 1988) em muitas matas pluviais de terras baixas ou em menores altitudes, e também encontrado por Kappelle *et alii* (1995a) em matas nebulares altimontanas, em que alguns gêneros com muitas espécies (como *Piper*, *Psychotria*, *Pleurothallis*, *Peperomia*, etc.), geralmente arbustivas da submata (muitas com frutos carnosos, cf. Smith 2001) ou epifíticas, contribuem muito substancialmente para a riqueza de espécies, o que, nas MNs dos Aparados, só poderia ser dito que ocorre eventualmente com *Leandra* em algumas áreas, como na Serra do Rio do Rastro. Destaca-se também a não inclusão de qualquer Euphorbiaceae em nosso levantamento fitossociológico, além da pobreza de Fabaceae, Orchidaceae e Bromeliaceae, todas com mais de uma centena ou várias centenas (a penúltima) de espécies em SC, as 3 primeiras situadas entre as 5 maiores famílias angiospérmicas em escala mundial, e que tiveram pequena participação em nossas amostras fitossociológicas de ambas as áreas.

Roderjan (1994:111-2) registrou 74 espécies vasculares em parcelas de matas montanas e altimontanas no Morro Anhangava, Paraná. Chama atenção que todos os gêneros mais ricos em seu trabalho, embora presentes nas MNs dos Aparados, foram diferentes dos mais ricos encontrados em nossos 2 levantamentos. A Tabela 5.3 resume os dados deste autor e de outros trabalhos de certo modo comparáveis em matas altimontanas neotropicais.

Em 1 ha de mata montana no RJ, Guedes-Bruni *et alii* (1997) encontraram 189 espécies com DAP>5 cm. Na mesma região e com os mesmos critérios, em mata secundária de 30 anos, Pessoa *et alii* (1997) encontraram 157 espécies. Em 0,09 ha de mata semidecídua em MG, Werneck *et alii* (2000) registraram 68 espécies com DAP>1,6 cm.

Giusti *et alii* (1995) citam 135 espécies vasculares encontradas em 55 inventários de 25 m^2 cada no limite austral das matas caducifólias de clima temperado, na província de Tucumán, as quais ocorrem ao longo dos contrafortes orientais úmidos dos Andes, a partir da Venezuela. Ocorreram lá várias espécies também encontradas por nós nos Aparados (mas a maioria na vegetação rupícola), o que está associado ao caráter pioneiro ou sucessional destas matas argentinas.

Em 1,5 ha de mata nebular venezuelana, Kelly *et alii* (1994) registraram 219 espécies vasculares, sendo epifíticos todos os 7 gêneros mais ricos, com as espécies epifíticas representando mais de 50% da flora vascular.

Em matas montanas costarriquenhas, Kappelle *et alii* (1989) citam 107 fanerógamas e 24 pteridófitas para 22 parcelas de 0,05 ha cada (20x25m). Em 24 parcelas do mesmo tipo, Kappelle *et alii* (1995a) encontraram 431 espécies vasculares (principalmente terrícolas) em matas nebulares baixo e altimontanas. Na submata de florestas nebulares altimontanas da mesma região, Schumacher (1995) encontrou 109 espécies vasculares em 288 parcelas de 1 m^2 distribuídas em 2 locais, que tiveram média de 11 e 12 espécies/parcela, sendo 23% pteridófitas, 14% mono e 62% dicotiledôneas; em relação às últimas, as ervas terrícolas representaram 31% das espécies, arbustos 23%, árvores 23%, epífitos 16% e trepadeiras corresponderam a 7% delas.

Kappelle *et alii* (1995b) registraram 176 espécies vasculares terrícolas em 12 parcelas de 0,1 ha cada (40x25 m) em matas nebulares da Costa Rica, das quais 9 secundárias em estágio inicial ou avançado e 3 primárias; seus táxons mais ricos refletem a maior riqueza de espécies encontradas pelos autores nas matas em estágios sucessionais mais iniciais que nas matas mais maduras, situação diferente da verificada na maioria das matas tropicais e também diversa da ocorrente nas MNs dos Aparados; todos eles foram encontrados nas parcelas das MNs dos Aparados e apenas Ericaceae não apresentou espécie abundante nestas, o que reforça a semelhança entre estas MNs e as florestas nebulares tropicais centro-americanas.

Dansereau (1966:169-79) encontrou 33 espécies vasculares em 2 inventários nas MNs de Porto Rico, por ele denominadas "elfin forest" e "high montane scrub". Na mesma região, Howard (1968) estabeleceu 63 parcelas, num total de 0,17 ha, citando o número de indivíduos jovens e adultos de 55 espécies vasculares, das quais 24 espécies eram de arvoretas, 10 de ervas terrícolas, 9 de epífitos, 6 de subarbustos e 6 de trepadeiras.

Das 161 espécies amostradas em nosso estudo fitossociológico, somente duas Asclepiadaceae trepadeiras (uma delas encontrada numa única parcela) de apenas uma das áreas possuem látex, ou seja, nenhuma planta latescente foi amostrada na Serra do Rio do Rastro, e nenhuma planta ereta (de erva a árvore) latescente foi amostrada nas duas áreas. Embora a vinculação entre látex e proteção contra herbivoria seja muito discutida (Hunter 1994), não se pode deixar de especular sobre uma eventual pequena atuação ou diversidade de herbívoros nas MNs, talvez relacionada ao clima diferenciado em

comparação às demais florestas sul-brasileiras. Por outro lado, como a presença de látex está associada a apenas pouco mais de 40 famílias principalmente tropicais (Lewinsohn 1991; Hunter 1993, 1994), também a inexistência delas ou de seus gêneros latescentes poderia explicar tal insignificância de plantas com látex na MN, que foi percebida também na amostragem florística, na qual a vegetação rupícola apresentou bem mais espécies latescentes que a MN, tanto em termos de riqueza quanto em proporção da flora.

Tabela 5.3 – Famílias e gêneros mais ricos em levantamentos fitossociológicos completos de matas neotropicais de maior altitude. Os 2 levantamentos do RJ consideram apenas plantas com DAP>5 cm, enquanto o de MG incluiu apenas plantas com DAP>1,6 cm.
* indica um táxon que **não** foi dos mais ricos nos levantamentos realizados nas MNs dos Aparados.

Local; fonte	Famílias mais ricas	Gêneros mais ricos
Morro da Igreja, SC, 1700-1720 m de altitude; **Este estudo**	Asteraceae (20), Solanaceae (7), Myrtaceae (6), Poaceae (5), Dryopteridaceae (4), Polypodiaceae (4), Melastomataceae (4) e Rubiaceae (4)	*Baccharis* (6), *Solanum* (6), *Myrceugenia* (5), *Leandra* (4), *Mikania* (4), *Asplenium* (3), *Hymenophyllum* (3) e *Eupatorium* (3)
Serra do Rio do Rastro, SC, 1400 m de altitude; **Este estudo**	Polypodiaceae (10), Melastomataceae (10), Asteraceae (9), Myrtaceae (8), Aspleniaceae (4), Poaceae (4), Rubiaceae (4) e Solanaceae (4)	*Leandra* (8), *Asplenium* (4), *Polypodium* (4), *Myrceugenia* (4), *Solanum* (4), *Hymenophyllum* (3), *Grammitis* (3) e *Mikania* (3)
PR, Morro Anhangava, 1135-1400 m de altitude; Roderjan 1994	Myrtaceae (10), Lauraceae* (7), Aquifoliaceae* (6), Melastomataceae (4), Myrsinaceae* (4) e Poaceae (4)	*Ilex** (6), *Ocotea** (6), *Myrsine** (4), *Chusquea** (3), *Myrcia** (3), *Eugenia** (2), *Miconia** (2), *Tibouchina** (2) e *Weinmannia** (2)
RJ, Macaé de Cima, 1100 m de altitude; Guedes-Bruni *et alii* 1997	Myrtaceae (30), Lauraceae* (23), Melastomataceae (15), Rubiaceae (13), Solanaceae (9), Fabaceae* (8) e Monimiaceae* (8)	*Ocotea** (12), *Miconia** (9), *Myrcia** (7), *Mollinedia** (6), *Psychotria** (6) e *Solanum* (5)
RJ, Macaé de Cima, mata secundária, 1000 m de altitude; Pessoa *et alii* 1997	Lauraceae* (22), Fabaceae* s.l. (14), Melastomataceae (13), Rubiaceae (10), Flacourtiaceae* (9), Asteraceae (7) e Myrtaceae (7)	*Ocotea** (8), *Casearia** (7), *Inga** (7), *Miconia** (5) e *Solanum* (5)
MG, Ouro Preto, 1350 m de altitude; Werneck *et alii* 2000	Myrtaceae (13), Lauraceae* (9), Fabaceae s.l. (6), Flacourtiaceae* (5), Rubiaceae (5) e Melastomataceae (4)	*Myrcia** (4), *Ocotea** (4), *Casearia** (3), *Guatteria** (3), *Machaerium** (3) e *Nectandra** (3)
Argentina, Tucumán, 1350-2700 m de altitude; Giusti *et alii* 1995	Asteraceae (41), Poaceae (19), Solanaceae (13), Fabaceae* (9) e Rosaceae* (9)	*Solanum* (8), *Eupatorium* (6) e *Baccharis* (4)
Venezuela, Andes, 2600 m de altitude; Kelly *et alii* 1994	Orchidaceae* (65), Polypodiaceae (16), Bromeliaceae* (14) e Rubiaceae (11)	*Grammitis* (10), *Stelis** (10), *Lepanthes** (9), *Elaphoglossum** (8), *Pleurothallis** (8), *Tillandsia** (8) e *Hymenophyllum* (6)
Costa Rica, Talamanca, 2200-3100 m de altitude; Kappelle *et alii* 1989	Polypodiaceae (10), Asteraceae (9), Dryopteridaceae (8), Ericaceae* (7), Melastomataceae (6) e Poaceae (6)	*Miconia** (6), *Elaphoglossum** (5), *Grammitis* (5), *Chusquea** (5), *Polypodium* (4) e *Ilex** (4)
Costa Rica, Chirripó; Kappelle *et alii* 1995a	Rubiaceae (26), Piperaceae* (21), Asteraceae (20), Melastomataceae (20) e Polypodiaceae (20)	*Peperomia** (17), *Elaphoglossum** (16), *Miconia** (12), *Grammitis* (11) e *Solanum* (9)
Costa Rica, submata; Schumacher 1995	Polypodiaceae (7), Orchidaceae* (7), Piperaceae* (7), Dryopteridaceae (6), Melastomataceae (6) e Ericaceae* (5)	*Elaphoglossum** (6), *Miconia** (6), *Peperomia** (6) e *Polypodium* (5)
Costa Rica; Kappelle *et alii* 1995b	Asteraceae (20), Dryopteridaceae (11), Polypodiaceae (10), Rosaceae* (7), Ericaceae* (6) e Solanaceae (6)	*Elaphoglossum** (7), *Polypodium* (5) e *Solanum* (5)

5.4. Componente arbóreo

Foram amostradas 20 parcelas no Morro da Igreja e 22 parcelas na Serra do Rio do Rastro, as quais pareceram suficientes para representar as comunidades estudadas, conforme a indicação das curvas das relações cumulativas de "espécies arbóreas x área" (Figura 5.2). Esta relação, uma das mais velhas e poderosas ferramentas da ecologia (Campbell 1989:527), um dos padrões mais antigos percebidos pelos ecólogos (há cerca de 150 anos; Hawkins 2001) e talvez a mais forte generalização empírica da ecologia de comunidades (Holt *et alii* 1999), tem sido usada também para avaliar a representatividade ou suficiência amostral em muitos trabalhos fitossociológicos, embora alguns pesquisadores (como Flavio A.M. Santos, Departamento de Botânica da Unicamp, com. pess.) não concordem com tal uso. No Morro da Igreja, as 6 curvas (duas construídas adotando a seqüência de amostragem das parcelas no campo e 4 através de seqüências aleatórias das parcelas) apontam para uma nítida estabilização das mesmas; na Serra do Rio do Rastro, também percebe-se uma tendência à estabilização das curvas, a qual é menos evidente nas construídas aleatoriamente.

Geralmente uma área de pelo menos 1 ha é necessária para uma amostragem fitossociológica representativa em matas com diversidade alta, tendo sido adotada quase que como padrão em muitos estudos nas matas brasileiras, mas, como Campbell (1989:531) também reconhece, em florestas com menor diversidade, uma amostra menor pode ser adequada, e nos parece que tal é o caso das MNs. Além disso, diversos estudos importantes utilizaram amostras bem menores que 1 ha, como Tanner (1977), Veblen *et alii* (1980), Gentry (1982, 1988, 1995), Jarenkow & Baptista (1987), Kitayama (1992, 1995), Leitão Filho *et alii* (1993), Roderjan (1994), Ivanauskas & Rodrigues (2000), etc., o que parece ser comum nos primeiros estudos fitossociológicos feitos em várias formações, as quais depois passam a ser estudadas com áreas amostrais maiores. Por outro lado, é inevitável que as espécies raras sempre tenderão a ser subamostradas (Huston 1994:68), por mais que se amplie a área amostral, problema que tentamos reduzir através das estimativas de abundância no levantamento florístico mais amplo de cada área (cap. 4).

As Tabelas 5.4 e 5.6 contêm os parâmetros fitossociológicos absolutos e relativos da Densidade (DA e DR), Freqüência (FA e FR) e Dominância, esta representada pela Área Peitoral (APA e APR), junto com os Valores de Cobertura (VC) e de Importância (VI). Adotando o critério de inclusão de apenas indivíduos com 10 cm ou mais de DAP para as mesmas parcelas, temos os resultados nas Tabelas 5.5 e 5.7. Nossos números relativamente pequenos de parcelas causam limitações para a precisão dos valores de freqüência das espécies, conforme discutido por Greig-Smith (1983:36-40), mas este problema talvez não ocorra para as espécies mais comuns (Huston 1994), e também não acreditamos que os valores de densidade total e de área peitoral total, que consideramos mais importantes e prioritários (por poderem ser usados como critérios no sentido dos propostos por Trass *et alii* 1999), sejam seriamente limitados pelo número de parcelas aqui amostradas. Krebs (1989:83-4) considera que um número de parcelas menor que 20 é muito pequeno para ser disposto em uma distribuição de freqüências, mas que um maior que 20 parcelas, caracterizando um tamanho de amostra grande, já pode ser arranjado numa distribuição de freqüências; nossa amostragem encontra-se obviamente em situação totalmente intermediária entre os tamanhos pequeno e grande de amostra para análise das freqüências encontradas.

O componente arbóreo das MNs apresentou baixa riqueza, totalizando 26 espécies, sendo 13 espécies no Morro da Igreja e 16 na Serra do Rio do Rastro, das quais apenas 3 em comum, o que resulta em grande dissimilaridade florística (coeficiente de Jaccard, J=0,12 para árvores com DAP>5 cm e J=0,0 para árvores com DAP>10 cm), que é enganosa, já que a grande maioria das espécies "exclusivas" de uma área nesta amostragem fitossociológica na verdade ocorrem nas duas (comparar com Tabela 4.9 no cap. 4: apenas 5 destas espécies não ocorrem em ambas as áreas, o que dá uma similaridade "corrigida" de J=0,81, considerando apenas este conjunto de 26 espécies). O componente arbóreo teve uma estrutura nitidamente oligárquica (senso Peters *et alii* 1989, Campbell 1994), com duas espécies dominando totalmente cada comunidade e ocorrendo em todas as parcelas: *Drimys angustifolia* e *Myrceugenia regnelliana* (=*M. ovata* var. *gracilis*) no Morro da Igreja, *Siphoneugena reitzii* e *Ilex microdonta* na Serra do Rio do Rastro, o primeiro par perfazendo mais de 90% da densidade e da área peitoral no Morro da Igreja e o segundo par, cerca de 80% destes parâmetros na Serra do Rio do Rastro. Klein (1960:32) já afirmava que duas ou 3 espécies "perfazem bem mais da metade dos valores em abundância e cobertura basal" no que ele tratou como associações pioneiras (*Myrceugenietum* e *Siphoneugenetum*) da Formação da Araucária, o que foi totalmente comprovado em nossas amostras.

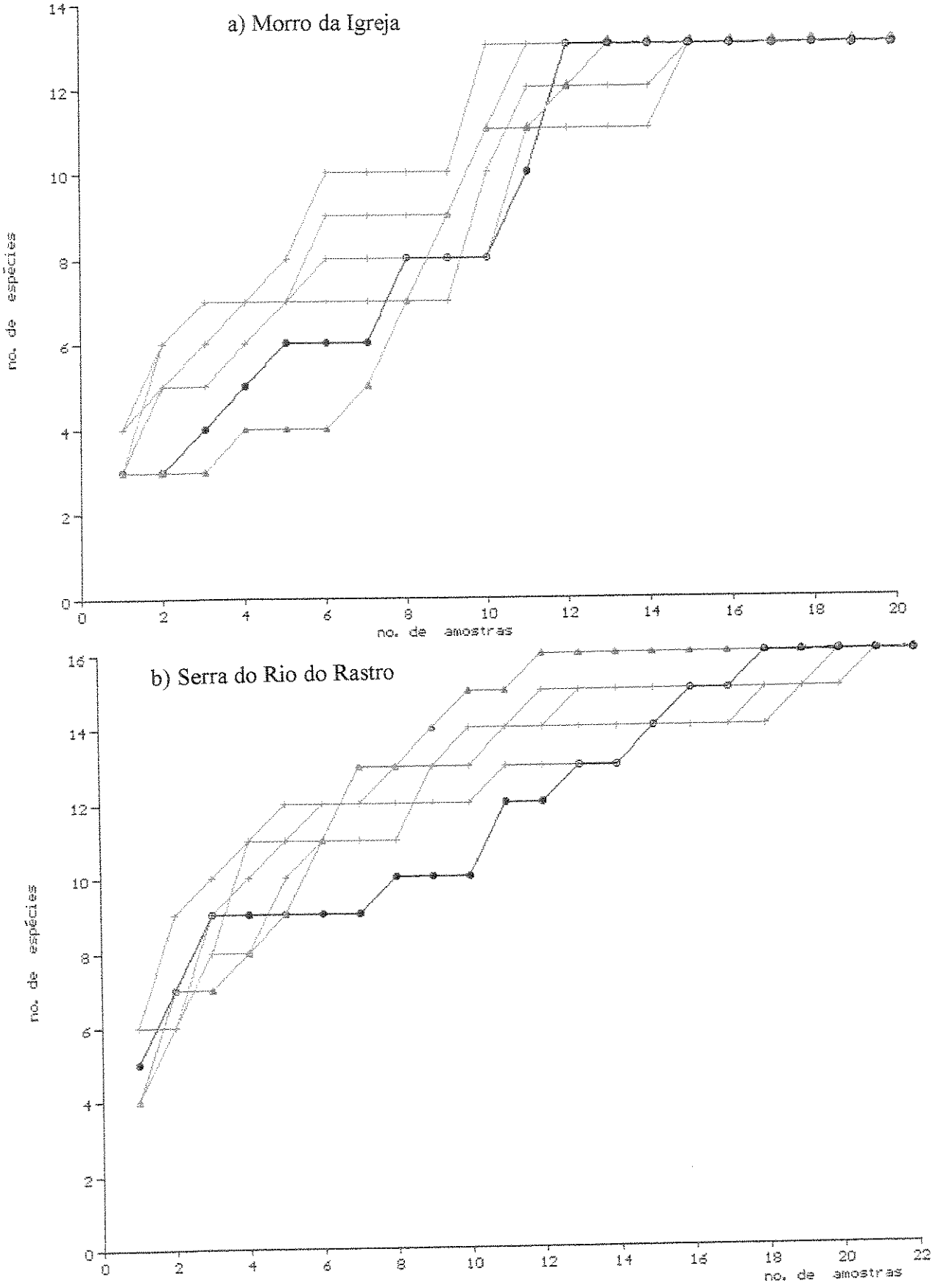


Figura 5.2 - Curvas cumulativas de espécies arbóreas (DAP>5cm) em função da área: cruzes azuis = 4 curvas, parcelas em seqüência aleatória; triângulos verdes = parcelas em seqüência da última para a primeira; círculos vermelhos = parcelas em seqüência da primeira para a última. a) Morro da Igreja; b) Serra do Rio do Rastro.

Tabela 5.4 – Parâmetros fitossociológicos da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici, considerando os indivíduos com DAP >5 cm.
N = número de indivíduos amostrados; **DA** = densidade absoluta (ind./ha); **DR** = densidade relativa (%); **APA** = área peitoral absoluta (m^2/ha); **APR** = área peitoral relativa (%); **VC** = valor de cobertura (DR+APR); **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%); **VI** = valor de importância (VC+FR).

FAMÍLIA	ESPÉCIE	N	DA	DR	APA	APR	VC	FA	FR	VI
Myrtaceae	Myrceugenia regnelliana	415	2075	65,3	26,95	35,4	100,7	100	28,2	128,9
Winteraceae	Drimys angustifolia	181	905	28,5	42,36	55,7	84,2	100	28,2	112,4
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense	15	75	2,4	4,75	6,2	8,6	55	15,5	24,1
Celastraceae	Maytenus boaria	5	25	0,8	0,35	0,5	1,3	20	5,6	6,9
Cunoniaceae	Weinmannia humilis	4	20	0,6	1,17	1,5	2,1	15	4,2	6,3
Myrtaceae	Myrceugenia oxysepala	4	20	0,6	0,07	0,1	0,7	20	5,6	6,3
Solanaceae	Solanum sanctae-catharinae	3	15	0,5	0,04	0,1	0,6	10	2,8	3,4
Myrtaceae	Myrceugenia alpigena	2	10	0,3	0,06	0,1	0,4	10	2,8	3,2
Icacinaceae	Citronella paniculata	1	5	0,2	0,15	0,2	0,4	5	1,4	1,8
Symplocaceae	Symplocos pentandra	2	10	0,3	0,03	0,0	0,3	5	1,4	1,7
Flacourtiaceae	Azara uruguayensis	1	5	0,2	0,05	0,1	0,3	5	1,4	1,7
Berberidaceae	Berberis kleinii	2	10	0,3	0,03	0,0	0,3	5	1,4	1,7
Solanaceae	Solanum canoasense	1	5	0,2	0,03	0,0	0,2	5	1,4	1,6
Total dos indivíduos vivos		636	3180	100,2	76,04	99,9	200,1		99,9	300,0
Indivíduos mortos		81	405		5,02			100		
Total dos indivíduos vivos + mortos		717	3585		81,06					

Tabela 5.5 – Parâmetros fitossociológicos da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici, considerando os indivíduos com DAP >10 cm.
N = número de indivíduos amostrados; **DA** = densidade absoluta (ind./ha); **DR** = densidade relativa (%); **APA** = área peitoral absoluta (m^2/ha); **APR** = área peitoral relativa (%); **VC** = valor de cobertura (DR+APR); **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%); **VI** = valor de importância (VC+FR).

FAMÍLIA	ESPÉCIE	N	DA	DR	APA	APR	VC	FA	FR	VI
Winteraceae	Drimys angustifolia	174	870	55,4	42,14	67,4	122,8	100	33,9	156,7
Myrtaceae	Myrceugenia regnelliana	116	580	36,9	13,98	22,4	59,3	95	32,2	91,5
Elaeocarpaceae	Crinodendron brasiliense	13	65	4,1	4,69	7,5	11,6	55	18,6	30,2
Celastraceae	Maytenus boaria	5	25	1,6	0,35	0,6	2,2	20	6,8	9,0
Cunoniaceae	Weinmannia humilis	4	20	1,3	1,17	1,9	3,2	15	5,1	8,3
Icacinaceae	Citronella paniculata	1	5	0,3	0,15	0,2	0,5	5	1,7	2,2
Flacourtiaceae	Azara uruguayensis	1	5	0,3	0,05	0,1	0,4	5	1,7	2,1
Total dos indivíduos vivos		314	1570	99,9	62,53	100,1	200,0		100,0	300,0
Indivíduos mortos		35	175		3,76			80		
Total dos indivíduos vivos + mortos		349	1745		66,29					

Tabela 5.6 – Parâmetros fitossociológicos da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra, considerando os indivíduos com DAP >5 cm.
N = número de indivíduos amostrados; **DA** = densidade absoluta (ind./ha); **DR** = densidade relativa (%); **APA** = área peitoral absoluta (m^2/ha); **APR** = área peitoral relativa (%); **VC** = valor de cobertura (DR+APR); **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%); **VI** = valor de importância (VC+FR).

FAMÍLIA	ESPÉCIE	N	DA	DR	APA	APR	VC	FA	FR	VI
Myrtaceae	Siphoneugena reitzii	261	1186	42,0	23,44	44,6	86,6	100,0	18,3	104,9
Aquifoliaceae	Ilex microdonta	208	945	33,5	20,76	39,5	73,0	100,0	18,3	91,3
Lauraceae	Ocotea pulchella	35	159	5,6	2,68	5,1	10,7	77,3	14,2	24,9
Myrtaceae	Myrceugenia alpigena	25	114	4,0	1,35	2,6	6,6	40,9	7,5	14,1
Myrtaceae	Myrceugenia glaucescens	29	132	4,7	0,52	1,0	5,7	40,9	7,5	13,2
Winteraceae	Drimys angustifolia	25	114	4,0	0,35	0,7	4,7	36,4	6,7	11,4
Myrtaceae	Myrciaria floribunda	11	50	1,8	0,46	0,9	2,7	40,9	7,5	10,2
Cunoniaceae	Weinmannia paulliniifolia	6	27	1,0	1,99	3,8	4,8	22,7	4,2	9,0
Lauraceae	Cinnamomum amoenum	9	41	1,4	0,74	1,4	2,8	31,8	5,8	8,6
Myrtaceae	Myrceugenia oxysepala	3	14	0,5	0,06	0,1	0,6	13,6	2,5	3,1
Myrtaceae	Hexachlamys itatiaiensis	2	9	0,3	0,09	0,2	0,5	9,1	1,7	2,2
Melastomataceae	Miconia ramboi	2	9	0,3	0,03	0,1	0,4	9,1	1,7	2,1
Myrsinaceae	Myrsine cf. wettsteinii	2	9	0,3	0,03	0,1	0,4	9,1	1,7	2,1
Rosaceae	Prunus cf. subcoriacea	1	5	0,2	0,05	0,1	0,3	4,5	0,8	1,1
Symplocaceae	Symplocos tetrandra	1	5	0,2	0,04	0,1	0,3	4,5	0,8	1,1
Myrtaceae	Eugenia uruguayensis	1	5	0,2	0,02	0,0	0,2	4,5	0,8	1,0
Total dos indivíduos vivos		621	2824	100,0	52,61	100,3	200,3		100,0	300,3
Indivíduos mortos		98	445		4,09			100,0		
Total dos indivíduos vivos + mortos		719	3269		56,70					

Tabela 5.7 – Parâmetros fitossociológicos da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra, considerando os indivíduos com DAP >10 cm.
N = número de indivíduos amostrados; **DA** = densidade absoluta (ind./ha); **DR** = densidade relativa (%); **APA** = área peitoral absoluta (m^2/ha); **APR** = área peitoral relativa (%); **VC** = valor de cobertura (DR+APR); **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%); **VI** = valor de importância (VC+FR).

FAMÍLIA	ESPÉCIE	N	DA	DR	APA	APR	VC	FA	FR	VI
Aquifoliaceae	Ilex microdonta	182	827	45,2	20,66	42,4	87,6	100,0	28,2	115,8
Myrtaceae	Siphoneugena reitzii	169	768	42,0	21,53	44,2	86,2	100,0	28,2	114,4
Lauraceae	Ocotea pulchella	15	68	3,7	2,14	4,4	8,1	45,4	12,8	20,9
Myrtaceae	Myrceugenia alpigena	15	68	3,7	1,18	2,4	6,1	27,3	7,7	13,8
Cunoniaceae	Weinmannia paulliniifolia	6	27	1,5	1,99	4,1	5,6	22,7	6,4	12,0
Lauraceae	Cinnamomum amoenum	7	32	1,8	0,71	1,5	3,3	22,7	6,4	9,7
Myrtaceae	Myrciaria floribunda	5	23	1,2	0,34	0,7	1,9	22,7	6,4	8,3
Myrtaceae	Myrceugenia glaucescens	1	5	0,3	0,06	0,1	0,4	4,5	1,3	1,7
Myrtaceae	Hexachlamys itatiaiensis	1	5	0,3	0,05	0,1	0,4	4,5	1,3	1,7
Symplocaceae	Symplocos tetrandra	1	5	0,3	0,04	0,1	0,4	4,5	1,3	1,7
Total dos indivíduos vivos		402	1828	100,0	48,70	100,0	200,0		100,0	300,0
Indivíduos mortos		33	150		2,71			72,7		
Total dos indivíduos vivos + mortos		435	1978		51,41					

Segundo Whittaker (1965), a dominância de um par de espécies ocorre em muitas comunidades, como nas florestas subárticas-subalpinas (taiga) e em outras matas temperadas, como várias norte-americanas em que cada espécie do par tem diferentes ambientes ótimos onde cada população atinge sua densidade máxima, uma geralmente centrada nas partes mais altas, frias e úmidas, e outra normalmente nas partes mais baixas, quentes e secas. Uma diferenciação deste tipo não parece ocorrer nas MNs dos Aparados, onde talvez o fator declividade seja mais importante (ver seção 5.9). Um par de espécies representou 69% dos troncos em MNs colombianas (Sugden 1982). Mesmo em comunidades ricas em espécies, a maior parte da fitomassa pode residir em um pequeno número de espécies dominantes (Whittaker 1965, Grubb 1977a), que provavelmente funcionam como controladoras do ecossistema, sobrepujando os efeitos de um número muito maior de espécies subordinadas ou transitórias ("transient"), embora estas duas categorias de espécies também possuam papéis importantes no funcionamento e na sustentabilidade do ecossistema (Grime 1998).

Os indivíduos mortos representariam o terceiro "grupo", tanto em VC quanto VI, se considerado qualquer dos 2 DAPs mínimos, e tanto no Morro da Igreja quanto na Serra do Rio do Rastro, se fossem analisados junto com os vivos. Isto confirma a afirmação de Cavassan *et alii* (1984), Baitello *et alii* (1993), Jarenkow (1994) e Ivanauskas *et alii* (2002), entre outros, de que as árvores mortas podem situar-se entre as classes de indivíduos mais importantes da floresta. As árvores mortas obtiveram o primeiro lugar em importância no estudo de Martins (1991:168), em função de sua grande área basal, e o segundo lugar no levantamento de Ivanauskas *et alii* (2002); Bolòs *et alii* (1991:145) também verificaram a importância delas nas matas primárias da bacia do Rio Paraná, mas não na Serra do Mar. Encontramos valores bem superiores aos de Jarenkow (1994) e de outros trabalhos, o que pode estar associado a um conceito mais amplo de indivíduo morto adotado por nós, incluindo também "tocos" em pé, que não podemos saber se foram considerados pelos outros autores; não foram incluídos por Jarenkow (1994), conforme comunicação pessoal deste autor, que considerou apenas indivíduos que possuíssem ainda restos da copa, e nem por Martins (1991:130), que incluiu somente as árvores "mortas recentemente".

Nas MNs dos Aparados, a grande maioria dos mortos persistia em pé ou pelo menos o tronco permanecia ereto mesmo sem a copa, o que indica que quase todos os indivíduos morreram em pé, praticamente não havendo quedas de indivíduos inteiros. Isto provavelmente determina menor quantidade e/ou freqüência de clareiras, bem como tamanho mais reduzido delas, em função da queda especialmente de ramos maiores. A maior quantidade de indivíduos "mortos" pode estar associada à baixa taxa de decomposição da matéria orgânica nestas MNs, fazendo com que mortos há bastante tempo sejam ainda considerados, enquanto já estariam decompostos em áreas mais quentes e não seriam considerados em um estudo com o mesmo conceito de "morto" aqui adotado. Outro aspecto que também deve interferir é que a maior densidade de indivíduos das MNs deve incluir também um maior número de indivíduos mortos, e não apenas de vivos.

Fora das parcelas, em algumas áreas mais perturbadas das MNs, a quantidade de indivíduos morrendo ou em evidente decrepitude às vezes era bem maior, com enormes ramos apodrecidos ainda em pé ou já caídos ao chão, provocando ainda maiores aberturas no dossel, e sem que se percebesse tendência de algum fechamento deste ou de regeneração da área, afetada tanto por queimadas quanto talvez mais especialmente pelo pastejo e pisoteio pelo gado bovino (ver cap. 6). Em pouquíssimos locais mais conservados, observamos alguma queda de indivíduo inteiro; aí, geralmente a queda arrancava e expunha parte do sistema radicular, além de causar o erguimento de uma parte do solo juntamente com as raízes, provocando uma depressão no terreno do local onde estava presa a árvore e expondo camadas mais profundas do solo. Este tipo de situação não pareceu apresentar diferença mais evidente no processo sucessional, embora não tenhamos feito comparações sistemáticas.

A terceira espécie (ou quarto "grupo", se considerarmos os "mortos" como um dos grupos) situa-se muito distante das duas dominantes em cada área, mas se distancia razoavelmente à frente de todas as demais, em ambas as áreas e sob qualquer critério de inclusão. As 3 espécies dominantes em cada área são diferentes.

Se a análise fitossociológica se restringisse ao critério de considerar apenas indivíduos com **DAP igual ou superior a 10 cm**, adotado por muitos autores (como Huston 1980; Proctor *et alii* 1983, 1988; Newbery & Proctor 1984; Lieberman *et alii* 1985, 1996; Hart *et alii* 1989; Heaney & Proctor 1990; Kitayama 1992, 1995; Thompson *et alii* 1992; Baitello *et alii* 1993; Lieberman & Lieberman 1994; Duivenvoorden 1995, 1996, *et alii* 2002; Pendry & Proctor 1996, 1997; Grau *et alii* 1997; Herrera &

Finegan 1997; Rolim & Nascimento 1997; Sabatier *et alii* 1997; Laurance *et alii* 1998; Terborgh & Andresen 1998; Waechter & Jarenkow 1998; D. Clark *et alii* 1999; Pitman *et alii* 1999; Balbueno & Oliveira 2000; Carvalho 2000; Chittibabu & Parthasarathy 2000; ter Steege *et alii* 2000; Rolim *et alii* 2001; Sheil 2001; Condit *et alii* 2002; Dislich & Pivello 2002), concluiríamos que as duas MNs são totalmente distintas floristicamente, pois nenhuma das 17 espécies encontradas ocorreu nas duas amostras, isto é, os 402 indivíduos de uma área eram de espécies diferentes dos 314 indivíduos da outra área. Haveria alguma similaridade genérica, pela presença de 3 espécies de um gênero e dois de outro, mas ainda existiriam 5 gêneros exclusivos do Morro da Igreja e 7 exclusivos da Serra do Rio do Rastro. Além de várias diferenças em características ambientais (cuja variância aumenta continuamente com a distância ou separação entre locais amostrados, cf. Bell *et alii* 1993) e talvez históricas, é provável que a grande distância entre as duas áreas tenha importância também nesta falta de similaridade florística no componente arbóreo, o que é também considerado por Terborgh & Andresen (1998), Nekola & White (1999), Bush *et alii* (2001) e Condit *et alii* (2002).

Quando se usa o critério **DAP>5 cm**, as semelhanças entre as MNs das duas áreas começam a aparecer, pois 3 espécies (com 240 indivíduos) das 26 espécies encontradas (em 1257 indivíduos) ocorrem nas duas amostras, embora as 5 espécies com maior VI e VC de cada área ainda sejam diferentes, mas duas destas 10 foram encontradas nos dois locais. A diferença ainda é total entre as espécies mais raras, pois as 5 menos freqüentes e com menor VI no Morro da Igreja são diferentes das 6 menos freqüentes e com menores VI e VC da Serra do Rio do Rastro.

No Paraná, Roderjan *et alii* (1999) encontraram 11 espécies arbóreas em comum nas 4 áreas de MNs que estudaram; estas 11 espécies (que incluem as duas dominantes na Serra do Rio do Rastro) representaram entre 38 e 65% das floras lenhosas amostradas (usando um "perímetro à altura do peito superior a 3,2 cm"; os autores provavelmente se referem ao DAP, já que o valor é o mesmo usado por Roderjan 1994), parecendo indicar um nível de similaridade entre tais MNs bem maior que o entre as MNs dos Aparados aqui discutidas, o que pode ser também influenciado pelas altitudes serem bem próximas (entre 1300 e 1500 m) nas matas analisadas no PR.

Drimys angustifolia, segunda espécie em VI e VC no Morro da Igreja quando o critério é DAP>5 cm, torna-se a primeira quando se usa o critério DAP>10 cm; na Serra do Rio do Rastro, a mesma espécie tem o sexto maior VI quando o critério é DAP>5 cm, mas desaparece da amostragem quando o critério é DAP>10 cm. Esta espécie representa 206 indivíduos do total de 240 que pertencem a espécies que ocorrem em ambas as áreas. Os outros 1017 indivíduos vivos registrados nas parcelas pertencem a espécies só amostradas em uma das áreas.

O critério de inclusão DAP>10 cm reduz à metade a densidade total no Morro da Igreja, mas apenas em cerca de um terço no Rio do Rastro, comparado ao critério DAP>5 cm. Cada critério resulta numa ordem diferente de (valor de) importância das duas principais espécies nas duas áreas, sendo que quando se adota o critério DAP>10 cm, a comunidade do Morro da Igreja seria do tipo com monodominância segundo a definição de Connell & Lowman (1989; uma espécie com mais de 50% da área peitoral, fitomassa ou cobertura do dossel ou do número de árvores do dossel), que parece semelhante ao conceito usado (mas não detalhado) por Hart *et alii* (1989), enquanto Hart (1990) inicialmente parece definir tal tipo de mata como o que tem uma espécie possuindo mais de 80% do total da área basal, mas depois reduz tal exigência, chegando a considerar quando mais de 60% das árvores madeiráveis pertencerem a uma espécie, o que se aproxima dos critérios de Connell & Lowman (1989).

Schnell (1950:66,70) já destacava a existência deste tipo florestal nas matas montanas africanas. Também Scarano (2000) chama atenção para a existência paradoxal de florestas com monodominância dentro de um complexo vegetacional com tanta diversidade como a Mata Atlântica brasileira, exemplificando com as florestas paludosas de planície (ver também Waechter & Jarenkow 1998) e os pinhais em grandes altitudes. Algumas possíveis explicações para a monodominância são, entre outras, a união/enxertia de raízes da espécie dominante (cf. Sanford Jr. & Cuevas 1996), o efeito de micorrizas, a menor predação de sementes ou a resistência superior a patógenos e/ou herbívoros (Connell & Lowman 1989); a última hipótese foi parcialmente comprovada por Nascimento & Proctor (2001), nas matas amazônicas descritas por Thompson *et alii* (1992) e Scott *et alii* (1992). Porém, de modo geral, a classe das matas com monodominância é adotada para destacar a existência de manchas florestais relativamente pobres e distintas dentro de uma região com matas muito mais ricas nas imediações destas florestas com monodominância, o que não chega a ser bem o caso das MNs e nem de outras matas altimontanas.

Os resultados desta seção mostram a **importância e influência dos critérios** adotados para a análise da vegetação de uma área, e ainda demonstram que a quantificação, embora necessária se planejada e desenvolvida dentro das abordagens de Schneider (1994) para raciocinar sobre quantidades ecológicas (mas não como uma coleção de técnicas matemáticas ou estatísticas), não elimina e muitas vezes nem é suficiente para afastar problemas e interpretações ou escolhas subjetivas ou variações metodológicas inevitáveis. Estes resultados mostram também a impossibilidade prática de haver estudos totalmente objetivos e exatos, ainda mais em se tratando de pesquisas a campo, onde a variabilidade natural é muito mais difícil de ser controlada, percebida ou registrada integralmente, além de todas as possíveis e impensáveis interações entre os inúmeros fatores ambientais e/ou bióticos (Bazzaz 1996, Booth & Larson 1999, Hooper *et alii* 2000, Van der Putten *et alii* 2001), bem como de diferentes eventos pretéritos ou contingências históricas (Booth & Larson 1999). A afirmação "a objetividade é um mito" tem sua razão, mas não é motivo para se deixar de buscar critérios claros e objetivos definidos em qualquer estudo descritivo ou interpretativo ou experimental, os quais podem evitar ao máximo afirmações pouco precisas ou muito subjetivas.

Crinodendron brasiliense e *Drimys angustifolia* são bons exemplos do ainda incompleto conhecimento disponível mesmo sobre aspectos tão básicos de cada espécie, como o seu porte, por exemplo, e da muitas vezes inadequada forma como as espécies são tratadas em estudos taxonômicos, mesmo relativamente consagrados, como os da Flora Ilustrada Catarinense (FIC), bem como da eventual imprecisão e/ou freqüente falta de dados nas fichas de coleta. A primeira espécie é descrita por Smith Jr. & Smith (1970) como tendo 2 a 5 m de altura, enquanto Klein (1960:31) já reconhecia que podia ter até 6 m e, em nossa amostragem, diversos indivíduos ultrapassaram 8 m de altura e a maioria superou o valor máximo descrito na bibliografia; um dos nomes populares da espécie seria "patágua", usado no Chile, mas se a espécie é endêmica dos Aparados catarinenses, como poderia ter um nome popular naquele país? Este é um exemplo das confusões geradas pela FIC com inúmeros nomes supostamente populares de plantas, quando o editor apresentava como se fosse realmente usado o nome vulgar que ele criava para a espécie.

Drimys angustifolia é descrita por Ehrendorfer *et alii* (1979:76) como tendo "(1) 2-4 (6) m" de altura e por Trinta & Santos (1997) como tendo até 5 m de altura (p.5) ou "comumente de 2 a 5 (muito raramente até 6) m de altura e 10-20 cm" de DAP (p.7), mas encontramos indivíduos de até 8,4 m no Morro da Igreja e vários acima dos 8 m de altura e com mais de 35 cm de DAP, o que evidencia a incompleta descrição destes autores; esta espécie ocorreria a 800-1400 m de altitude (Ehrendorfer *et alii* 1979) ou "desde 10 até 180 m de altitude" em SC (Klein 1997), o que poderia ser pensado como um erro de digitação no caso de 180, já que ela realmente atinge até 1800 m, mas a maior altitude registrada no material examinado da FIC é de apenas 1300 m; confusões semelhantes ocorrem com *D. brasiliensis*, que Klein (1997) afirma ocorrer entre 10 e 1800 m de altitude, mas a maior altitude citada no material examinado é 1200-1300 m, que provavelmente é a correta, pois esta espécie, quando considerada num senso restrito, diferenciada de *D. angustifolia*, parece localizar-se em altitudes geralmente inferiores às desta segunda espécie. Trinta & Santos (1997) descrevem *D. brasiliensis* como tendo até 20 m (p.12), mas "chegando até 8-10 m de altura" (p.14), o que certamente deixa desconcertado o leitor, diante de uma diferença de 100% quanto ao seu real tamanho máximo; a citação desta espécie, em seu senso restrito adotado por Ehrendorfer *et alii* (1979) e na FIC, para as MNs dos Aparados (Klein 1997), não é comprovada pela citação do material estudado na FIC e nem foi confirmada em nosso estudo. Se erros e confusões ocorrem tão amplamente com espécies arbóreas (geralmente mais estudadas pelos pesquisadores) razoavelmente conhecidas e com boa quantidade de material examinado, inclusive dominantes num tipo de floresta, o que esperar das informações sobre espécies raras e/ou de pequeno porte e/ou baseadas em apenas uma ou poucas exsicatas?

Os maiores DAPs foram amostrados no Morro da Igreja, onde um exemplar de *Crinodendron brasiliense* atingiu 51 cm e um de *D. angustifolia* teve 45 cm; a média dos DAPs nesta área foi de 15 cm, com desvio padrão de 8 cm; na Serra do Rio do Rastro, o maior DAP amostrado foi de 42 cm, em um indivíduo de *Siphoneugena reitzii*, mas exemplares de *Weinmannia paulliniifolia* e *Ilex microdonta* tiveram DAPs muito próximos deste, e a média dos DAPs aí foi 13 cm, com desvio de 7 cm. O maior DAP encontrado por Madsen & Øllgaard (1994) em MNs equatorianas foi de 61 cm, enquanto as maiores árvores por eles medidas tiveram 12 m na área mais exposta e ventosa (2700 m de altitude) e 16 m na mais protegida (2900 m de altitude), valores bem superiores aos encontrados nas MNs dos Aparados, apesar de a altitude lá ser também muito maior.

No Morro da Igreja, os indivíduos amostrados tiveram alturas entre 2,3 e 8,4 m, apresentando média de 6,3 m e desvio padrão de 0,9 m; a altura média por parcela variou de 5,4 a 7,1 m. Na Serra do Rio do Rastro, os exemplares amostrados tiveram alturas entre 2,8 e 10,3 m, com média de 7,3 m e desvio de 1,3m; a altura média por parcela foi de 6,2 a 8,1 m. Esta relativamente pequena variação nas alturas dos indivíduos e o baixo dossel das MNs nos impedem de explorar as implicações desta variação ou mesmo dificultam o estabelecimento de classes de altura dos indivíduos, análise tão comum em matas de maior porte. Também foi pouco informativo o volume, calculado pelo Fitopac (Shepherd 1995) a partir dos dados de DAP e altura de cada indivíduo, já que os totais do volume por espécie foram muito semelhantes, proporcionalmente, à Área Peitoral Relativa, o que nos fez também não explorar estes dados de volume, já que as diferenças entre eles são determinadas primordialmente por diferenças no DAP, com pequeno efeito das alturas, muito menos variáveis que os DAPs.

As baixas estaturas das árvores das MNs são, por um lado, normais quando vistas ao longo dos gradientes altitudinais, onde, a partir de determinada cota, muitas vezes é evidente uma gradual redução no porte das árvores, até ser atingida a "treeline" (Stevens & Fox 1991, Körner 1998, Sveinbjörnsson 2000), a partir da qual as árvores inexistem ou são encontradas apenas isoladas, subdesenvolvidas e raras. Por outro lado, as altitudes em que as MNs ocorrem no sul do Brasil são de se estranhar, ainda mais se considerarmos que as temperaturas médias aí verificadas (em torno de 15°C) são as que permitem as maiores estimativas da altura máxima das árvores (Friend 1993:111), e mesmo as temperaturas mínimas absolutas (entre −10 e −15°C) desta região ocorrem também em áreas do planeta que possuem florestas com o dobro ou até o triplo da altura das MNs dos Aparados. Isto torna necessário considerar outros tipos de limitação que podem estar ocorrendo e que determinem tão baixa estatura florestal (ver seção 5.10) em cotas altitudinais igualmente reduzidas, se comparadas com as de outras MNs de cadeias montanhosas andinas, africanas ou asiáticas.

A grande densidade de indivíduos arbóreos é uma das principais características das matas nebulares (Fotos 37-9 e 41), quando comparadas com matas tropicais úmidas de menores altitudes (Byer & Weaver 1977, Hamilton *et alii* 1995), o que foi confirmado em nosso estudo (Tabela 5.8). É provável que isto decorra especialmente da redução no tamanho dos indivíduos (tanto em altura quanto em DAP), permitindo que maior número de árvores se concentre em igual superfície de terreno; além disto, a maior declividade que em geral existe nas áreas mais elevadas, na verdade significa, nos casos em que a declividade é "corrigida", uma maior superfície de solo sendo avaliada, também contribuindo para que as densidades sejam ainda maiores. A freqüente queda de árvores inteiras devido à erosão subsuperficial foi sugerida como um fator que aumenta a densidade da vegetação lenhosa das MNs (Howard 1969), mas não encontramos apoio para tal hipótese nos Aparados. No Brasil, Rodrigues *et alii* (1989), Mantovani *et alii* (1990) e Roderjan (1994) encontraram maiores valores de densidade nas áreas mais elevadas que nas mais baixas dos gradientes altitudinais que analisaram, sendo isto bem regular ao longo de todo o gradiente no último caso, mas inconstante em altitudes intermediárias no primeiro estudo, onde características químicas e texturais do solo parecem ter tido grande influência sobre a vegetação. Lacerda (2001) encontrou maiores densidades na planície, reduzindo-se na baixa encosta (100 e 300 m) e elevando-se na média (600 m) e alta (1000 m) encostas, mas estas tiveram densidade inferior à da planície.

Tabela 5.8 – Valores de área peitoral, densidade e riqueza em parcelas[1] de matas neotropicais montanas (muitas qualificadas como nebulares).
Altitude = altitude média, em m. **Dossel** (e/ou altura média dos indivíduos medidos, x), em m. **Área peit.** = área peitoral total, em m^2/ha. **Densid.** = densidade absoluta, em número de indivíduos por ha. **Riqueza** = número de espécies arbóreas (ver DAP) na área amostrada. **DAP** = diâmetro mínimo (DAP) das árvores consideradas, em cm; * = diâmetro mínimo para inclusão de cada indivíduo medido no nível do solo. **Am.** = área amostrada, em ha. **Autores**: a1= Lieberman *et alii* (1996) [mesmas parcelas de a2], a2= Grieve *et alii* (1990) e Heaney & Proctor (1990) [não ocorre aí mata altimontana de baixa estatura]; Franco-Rosselli *et alii* (1997; seus valores de área peitoral são incorretos).
[1]Os dados de Mantovani *et alii* (1990), Baitello *et alii* (1993) e Meguro *et alii* (1996) não foram obtidos em parcelas, mas através de respectivamente 25, 266 e 20 pontos com quadrantes centrados (no último caso, 20 em cada tipo de mata).
Tabela localizada na próxima página

Local	Latitude	Altitude	Dossel	Área peit.	Densid.	Riqueza	DAP	Am.	Autor(es)
Sierra de Manantlán, México	19o30'N	2000		50,5	2500	22	>2,5	0,1	Vázquez G. & Givnish 1999
		2500		47,5	3200	15	>2,5	0,1	
Luquillo, Porto Rico	18o19'N	930	3 a 5	65,2	4312	11	>10	0,14	Weaver et alii 1986
		950	3 a 5	37,9	2651	11	>10	0,06	
		1010	3 a 5	44,2	4050	6	>10	0,02	
			3 a 5	45-65	21900	10-15/ha	>4		Weaver & Murphy 1990
Blue Mountains, Jamaica	18oN	1520	12 a 16	47,8	2700	27	>3,2	0,1	Tanner 1977
		1560	8 a 13	65,4	5200	35	>3,2	0,1	
		1570	8 a 13	46,4	3600	34	>3,2	0,1	
		1600	5 a 7	64,7	4900	16	>3,2	0,08	
	18o05'N	1640		56,2	6070		>3	0,1	Bellingham & Tanner 2000
		1740		56,7	7370		>3	0,12	
El Pichaco, Nicarágua	13o00'N	1400			1980	53	>2,5	0,1	Gentry 1995
Volcán Barva, Costa Rica	10o24'N	1500	20-24; 25-30	26,2; 29,2	571; 553	74; 65	>10	1	a1; a2
		2000	20-23; 20-25	28,6; 28,6	477; 448	55; 69	>10	1	a1; a2
		2600	22-28; 20-23	42,9; 51,2	654; 617	29; 35	>10	1	a1; a2
Monteverde, Costa Rica	10o18'N	1480	15-30	73,8	2062	111/ha	>2	0,28	Nadkarni et alii 1995
				62,0	555	76/ha	>10	1,2	
Loma Hierro, Venezuela	10o08'N	1350	21-27; x=10	46,3	2457	60	>3	1	Monedero 1998
Chirripó, Costa Rica	9o30'N	2550	35		1167	13	>10	0,03	Kappelle et alii 1995
		3050	25		933	10	>10	0,03	
Mérida, Venezuela	8o35'N	2600	10 a 22	34,7	3488	45	>3,2	0,43	Kelly et alii 1994
Jcumari, Colômbia	4o45'N	2620			2830	85	>2,5	0,1	Gentry 1995
Barbacoas, Colômbia	1o18'N	1350	25-30	errada	1080	56	>10	0,1	Franco-Rosselli et alii 1997
Mocoa, Colômbia	1o12'N	1400	30-45	errada	1550	76	>10	0,1	Franco-Rosselli et alii 1997
Baeza, Equador	0o28'S	2000	x=7,7	45,1	1622	55	>5	1	Valencia R. 1995
Pasochoa, Equador	0o28'S	3300	x=7,6	25,7	1058	32	>5	1	Jorgensen et alii 1995
Loja, Equador	0o50'S	2900	x=9,6	26,9	764	39	>5	1	Jorgensen et alii 1995
Cajanuma, Equador	4o05'S	2900	10-12; x=7,4	15,3	2090	90	>5	1	Madsen & Ollgaard 1994
				8,7	478	59	>10	1	
Yangana, Equador	4o28'S	2700	7 a 9; x=5,4	44,0	2310	75	>5	1	Madsen & Ollgaard 1994
				39,5	1273	67	>10	1	
Cutervo, Peru	6o10'S	2230			3700	36	>2,5	0,1	Gentry 1995
Serra Negra, PE	8o37'S		x=9,0	50,4	1527		>5	1	Rodal et alii 1998
La Genoa, Peru	11o05'S	1160			2560	77	>2,5	0,1	Gentry 1995
Sacramento, Bolívia	16o15'S	2450			4670	72	>2,5	0,1	Gentry 1995
Serra do Cipó, MG: capão	19o10'S	1200	16; x=7,1	31,0*	4629*	32*	>2*		Meguro et alii 1996[1]
dem: mata ripária		1200	12-16; x=7,8	97,2*	5649*	30*	>2*		Meguro et alii 1996[1]
Ouro Preto, MG	20o24'S	1370	10 a 12		5478	68	>1,6	0,09	Werneck et alii 2000
Bom Sucesso, MG	21o10'S	835	15; x=8,6	47,6*	2991*	157*	>5*	0,54	Oliveira-Filho et alii 1994b
Itutinga, MG; mata ripária	21o21'S	920	12-14; x=7,8	45,0*	2554*	141*	>5*	0,84	van den Berg & Oliveira-Filho 2000
Itutinga, MG	21o22'S	930	15; x=8,3	40,1*	3353*	176*	>5*	0,95	Oliveira-Filho et alii 1994a
Ibitipoca, MG	21o42'S	1450	15-30	43,7	2988	108	>3	0,64	Carvalho et alii 2000
Macaé de Cima, RJ	22o25'S	1100	10-18; x=8,4	37,1	2288	189	>5	1	Guedes-Bruni et alii 1997
Atibaia, SP	23o10'S	1250			2562	134	>4,8	0,42	Grombone et alii 1990
Serra do Japi, SP	23o11'S	1120	8; x=6,8	33,8	3200	21	>5	0,03	Rodrigues et alii 1989
		1170	10; x=7,0	68,7	3867	57	>5	0,12	
Serra da Cantareira, SP	23o22'S	1000	máx=28	47,9	624	141	>10	1,7	Baitello et alii 1993[1]
Ubatuba, SP	23o22'S	1000	10; máx=25	52,4	1756	91	>5	0,18	Lacerda 2001
Salesópolis, SP: topo	23o37'S	1100	x=7,5		4624	29	>5		Mantovani et alii 1990[1]
Salta, Argentina	24o40'S	1300			1930	22	>2,5	0,1	Gentry 1995
Serra do Capivari, PR	25o07'S	1500			5640	17	>3,2		Roderjan et alii 1999
Morro Anhangava, PR	25o23'S	1150	14-22	54,4	1263	43	>3,2	0,16	Roderjan 1994
		1250	8	38,4	1992	43	>3,2	0,26	
		1350	4	27,5	4088	25	>3,2	0,16	
Serra da Baitaca, PR	25o23'S	1350			4830	24	>3,2		Roderjan et alii 1999
Morretes, PR	25o30'S	485	16 a 18		2423	70	>4,7		Silva 1994
Serra do Marumbi, PR	25o30'S	1380			4013	29	>3,2		Roderjan et alii 1999
San Javier, Argentina	27oS	900		36,5	330	21	>10	1	Grau et alii 1997
Morro da Igreja, SC	28o08'S	1720	7 a 8; x=6,3	76,0	3180	13	>5	0,2	este estudo
				62,5	1570	7	>10	0,2	
Esmeralda, RS	28o13'S	900	12 a 19	47,8	735	38	>5	0,48	Jarenkow & Baptista 1987
Orleans, SC	28o21'S	270	15-20	38,6	2143	112	>5	1	Citadini-Zanette 1995
Serra do Rio do Rastro, SC	28o24'S	1400	8 a 9; x=7,3	52,6	2824	16	>5	0,22	este estudo
				48,7	1828	10	>10	0,22	
Morrinhos do Sul, RS	29o21'S	460	14-20	49,5	2822	114	>5	1	Jarenkow 1994
				42,6	1127	97	>10	1	

Byer & Weaver (1977) consideram que as MNs têm área peitoral total por hectare inferior à da maioria dos outros tipos de florestas, enquanto Weaver *et alii* (1986) acreditam que haja um declínio nela com o aumento da altitude (o contrário é mostrado por Weaver & Murphy 1990). Porém, Lieberman *et alii* (1996), Monedero (1998), Vázquez G. & Givnish (1998) e nosso trabalho mostram que isto, além de nem sempre ser verdadeiro, muitas vezes é o oposto do que afirmaram os primeiros autores, já que a maioria dos maiores valores deste parâmetro foi registrada nas matas de maior altitude (ver Tabela 5.8). Rodrigues *et alii* (1989) encontraram ampla variação ao longo do gradiente altitudinal, sem qualquer tendência evidente de crescimento ou decréscimo, da mesma forma que Lacerda (2001), embora neste caso a área peitoral a 1000 m de altitude tenha sido maior que a 600 e 300 m, enquanto Roderjan (1994) encontrou uma nítida tendência de redução da área basal à medida que aumentava a altitude, atingindo valores surpreendentemente baixos, ainda mais considerando o pequeno DAP mínimo adotado. Por outro lado, Oosterhoorn & Kappelle (2000) registram uma enorme variação em altitudes próximas, encontrando de 40 a 120 m^2/ha, mostrando que variações locais podem ter grande importância nos resultados obtidos, o que fica ainda mais evidente no caso da altitude de 100 m amostrada por Lacerda (2001), onde a mata ripária teve o dobro ou o triplo (56-71 m^2/ha) da área basal duma mata em encosta na mesma altitude, só que não-ripária (25-37 m^2/ha).

Pode ocorrer o rebrotamento de indivíduos lenhosos a partir de raízes ou da base de troncos (ou mesmo de ramos quebrados e isolados, cf. Kinsman 1990), após sofrerem danos que destroem todo o (ou a maior parte do) sistema caulinar aéreo, causados por furacão, fogo, vento, queda de galho ou tronco, desmatamento, etc. Tal rebrote tem sido bastante valorizado (Bormann & Likens 1979:105, Bellingham *et alii* 1996, Bellingham & Sparrow 2000, Ivanauskas & Rodrigues 2000, Bond & Midgley 2001, Del Tredici 2001, Pausas 2001, Sparrow & Bellingham 2001, Kozlowski 2002) mais recentemente, inclusive em florestas tropicais, onde também se mostrou freqüente e importante (Paciorek *et alii* 2000). Em variados estudos e tipos de mata, ocorreu em metade das espécies (Kauffman 1991, Arriaga 2000), em todas as parcelas e em 32% das espécies e 31% dos indivíduos (Ivanauskas & Rodrigues 2000), em 7,5% dos indivíduos caídos (Arriaga 2000) e em 82% destes (Negrelle 1995b), embora nem sempre seja simples diferenciá-lo claramente de processos de ramificação menos traumáticos, especialmente depois de passados muitos anos ou se ocorridos em plantas jovens.

Nas matas pluviais de terras baixas, a maioria das árvores possui apenas um tronco simples e alongado, enquanto 6-8% das árvores em duas MNs equatorianas tinham 2 ou mais ramos com DAP>5 cm, mas indivíduos com mais que 3 ramos foram raros, exceto nas espécies hemiepifíticas (Madsen & Øllgaard 1994). Em áreas da mata nebular venezuelana com menor altura (10-15m), Kelly *et alii* (1994) encontraram freqüente ramificação das árvores no nível (ou pouco acima) do solo, o que também ocorreu em matas montanas africanas (Schnell 1950:55) e florestas montanas porto-riquenhas de maior altitude (Wadsworth & Bonnet 1951). Em 4 parcelas em matas altimontanas equatorianas, entre 2700 e 3300 m de altitude, Jørgensen *et alii* (1995) registraram 6, 8, 15 e 17% de indivíduos com troncos ramificados na base, percentual que ficou em 10% numa altitude de 2000 m (Valencia R. 1995).

Nas MNs dos Aparados, a ocorrência de indivíduos ramificados junto ao solo (não podemos excluir aí a possibilidade de brotação a partir de raízes) ou um pouco acima dele foi mais freqüente, muito especialmente no Morro da Igreja, onde 59% dos indivíduos amostrados tiveram 2 ou mais ramos (>5cm DAP) abaixo de 1,3 m de altura; *Myrceugenia regnelliana* (69% eram ramificados: 25% tinham 2 ramos, 18% tinham 3, 10% tinham 4, 7% tinham 5 ramos, 4% tinham 6, 3% tinham entre 7 e 9 ramos, e 2% dos indivíduos tinham 10 ou mais ramos; Foto 39) e *Crinodendron brasiliense* (60% eram ramificados e 47% tinham 4 ou 5 ramos) tiveram a maioria de seus representantes sem um tronco único, e mesmo *Drimys angustifolia* apresentou 34% dos seus indivíduos com 2 (26%) ou mais (8%) ramos basais. Esta freqüente ramificação basal fortalece a possibilidade de a mata ter sido atingida por algum incêndio, como o de 1951 (ver seção 6.2.9 no cap. 6), mas os diâmetros significativos de muitos outros indivíduos na mesma área afastam a possibilidade de ter havido uma destruição total da fitomassa aérea do local neste incêndio, embora também tornem difícil aceitar que apenas os indivíduos de *M. regnelliana* tenham sido quase totalmente danificados. Assim, preferimos sugerir que esta mata não tenha sido atingida por tal incêndio, o que também é razoável, diante da ocorrência quase constante de áreas não-queimadas mesmo durante um grande incêndio (DeLong & Kessler 2000), decorrentes de irregularidades na expansão do fogo (ver cap. 6). Na Serra do Rio do Rastro, 16% dos indivíduos amostrados eram ramificados abaixo de 1,3 m de altura, com destaque para *Ocotea pulchella*, que teve 46% de seus indivíduos ramificados desta maneira,

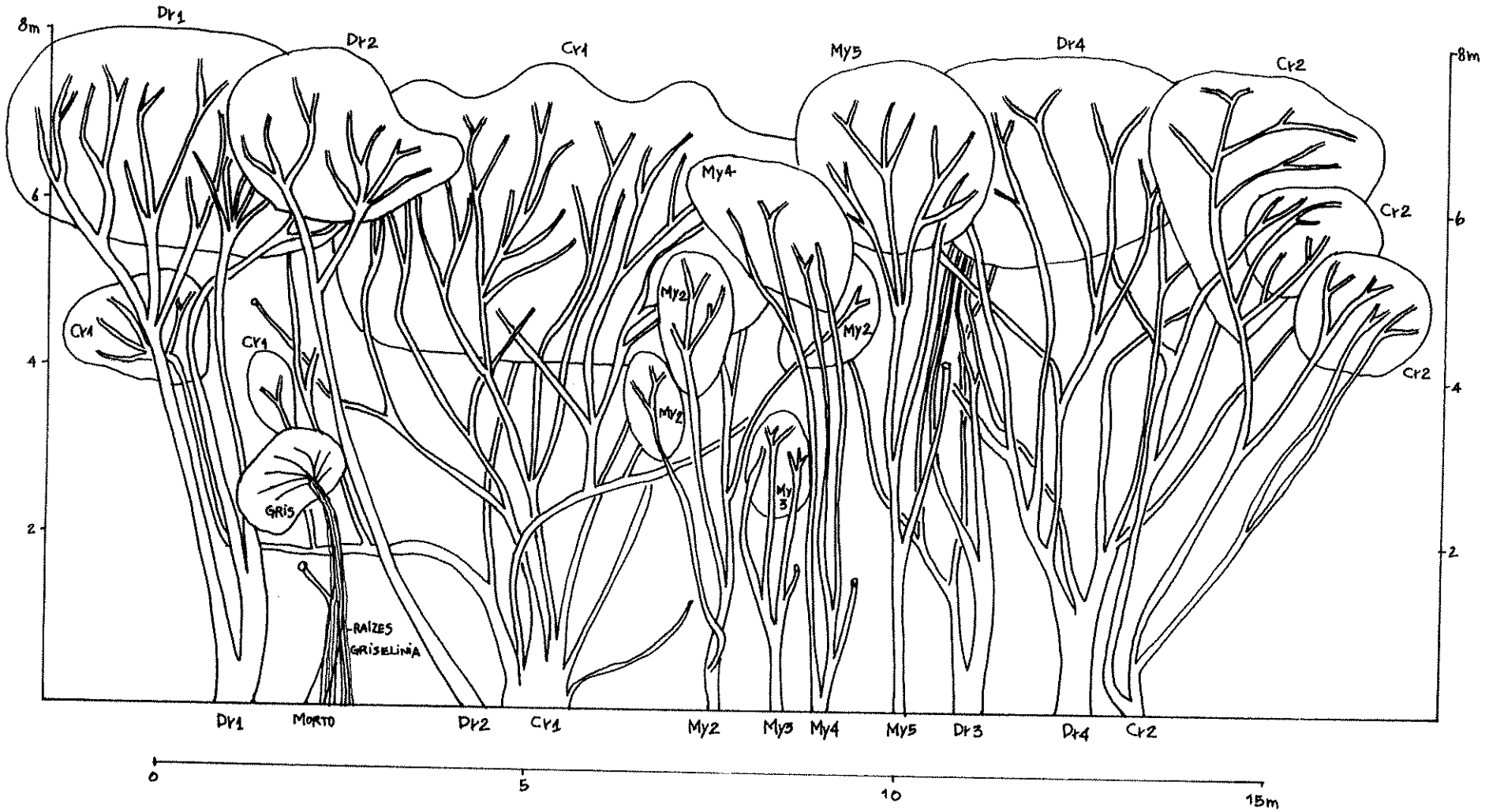


Figura 5.3.a - Perfil de um trecho quase plano de 15x3,5 m da matinha nebular no Morro da Igreja, em Urubici, SC. Cr1 e Cr2 = indivíduos de *Crinodendron brasiliense*; Dr1 a Dr4 = indivíduos de *Drimys angustifolia*; My1 a My 5 = indivíduos de *Myrceugenia regnelliana* (My1fica oculto no perfil). O indivíduo morto (já sem copa) tinha um exemplar de *Griselinia ruscifolia* (Gris, cuja folhagem e raízes foram representadas) sobre ele. As escalas horizontais e verticais não são idênticas.

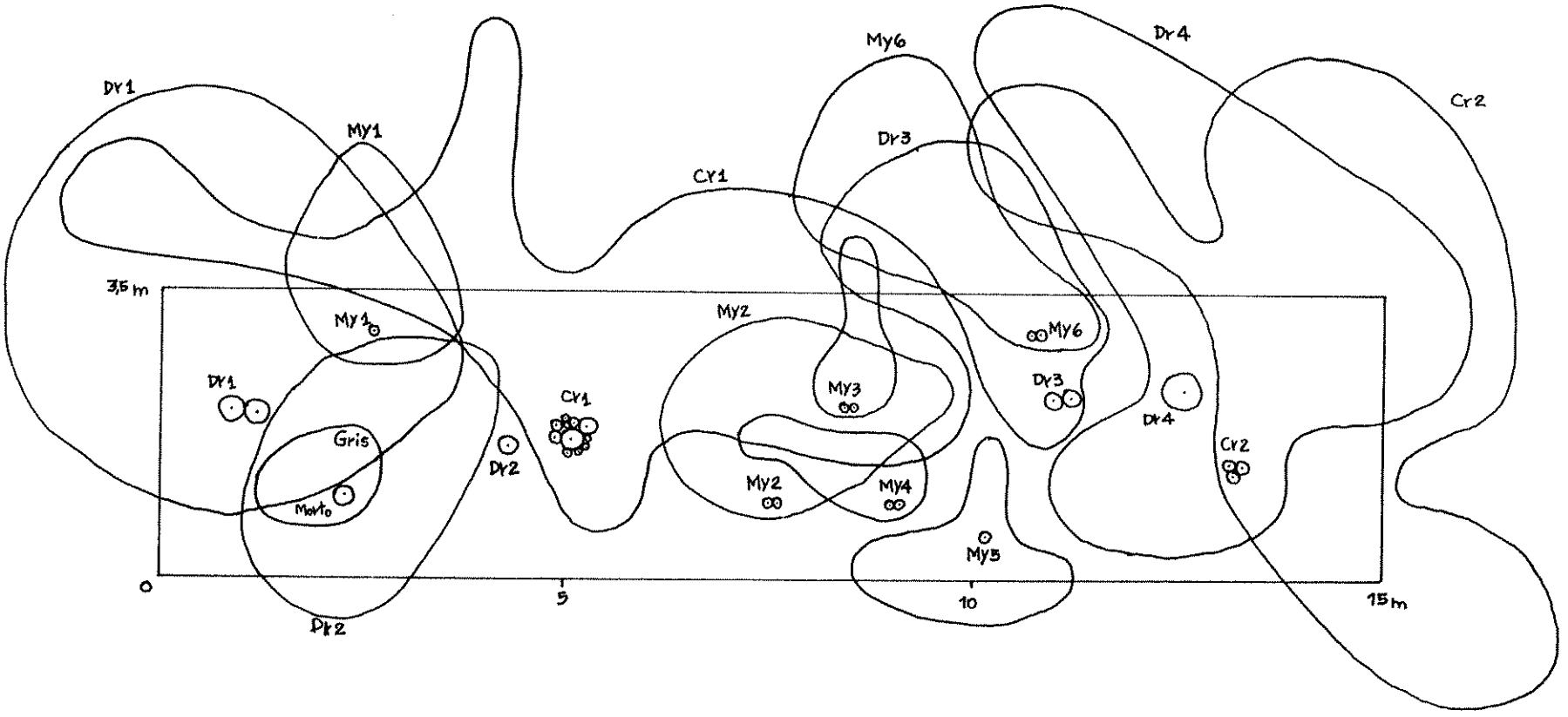


Figura 5.3.b - Projeções da copa e da seção do DAP de cada indivíduo arbóreo da transeção de 15x3,5 m da matinha nebular no Morro da Igreja, em Urubici, SC. Cr1 e Cr2 = indivíduos de *Crinodendron brasiliense*; Dr1 a Dr4 = indivíduos de *Drimys angustifolia*; My1 a My 5 = indivíduos de *Myrceugenia regnelliana*. O indivíduo morto (e sem copa) tinha um exemplar de *Griselinia ruscifolia* (Gris, cuja copa foi representada) sobre ele.

mas as demais espécies tiveram percentual bem inferior, como *Myrceugenia* spp. (18%), *Siphoneugena reitzii* (17%), *Ilex microdonta* (11%) e *D. angustifolia* (8% apenas, bem menor que o seu percentual no Morro da Igreja).

Valencia R. (1995) sugere que as árvores com múltiplos troncos têm duas vantagens em relação às com um único: elas têm a possibilidade de atingir a luz em tantas direções quanto o número de troncos, e acidentes, como a queda de grandes árvores ou ramos, podem não danificar todos os troncos, permitindo que os intactos continuem a crescer e produzir sementes, assegurando a persistência da espécie na comunidade; resumindo, se um tronco não for bem sucedido, outro(s) pode(m) ser. A questão da persistência é muito bem discutida por Bond & Midgley (2001), que enfatizam padrões ecológicos, biogeográficos e evolutivos muito importantes, e concluem que a biologia da persistência é no mínimo tão rica e variada quanto a regeneração a partir de semente (ver ainda Scarano 2002). Também deve ser considerado um possível efeito positivo da ramificação basal no enfrentamento aos fortes ventos que sopram nas montanhas, talvez facilitando o ancoramento dos indivíduos, ao menos em áreas mais expostas, bordas de matas e durante processos de colonização de áreas não-florestais (ver também seção 5.10). Segundo Del Tredici (2001), próximo dos limites de distribuição altitudinal ou latitudinal de uma espécie, o rebrote de seus indivíduos (tanto jovens quanto velhos) pode evitar dificuldades associadas com o estabelecimento de novas plântulas sob uma variedade de condições estressantes.

A participação de árvores com folhas compostas de modo geral é pequena nas matas nebulares, tendo isto ocorrido nas duas áreas que amostramos, onde apenas *Weinmannia* apresentou tal tipo de folha entre os indivíduos adultos das parcelas, representando só 1% dos indivíduos e 2 a 4% da área peitoral. Em mata nebular venezuelana, duas espécies deste gênero representaram 18% da área peitoral e as espécies com folhas compostas atingiram 22% dela, embora tais espécies tenham correspondido a 10% da flora arbórea (Kelly *et alii* 1994).

Brunig (1983) afirma que a estratificação geralmente é mais facilmente reconhecida em habitats menos favoráveis e que a maior distinção dos estratos ocorre quando a riqueza de espécies é menor. Grubb *et alii* (1963), Bourgeron (1983), Parker & Brown (2000) e Moffett (2000) consideram importante diferenciar 3 tipos de estratificação, o que muitas vezes não é feito pelos autores que discutem-na: estratificação de espécies, de indivíduos e de massa foliar (ou do dossel, cf. Grubb *et alii* 1963). Segundo Bourgeron (1983), parece que muito freqüentemente o reconhecimento da estratificação é uma escolha conceitual, "um ato de fé", feito antes do trabalho na mata. Richards (1983) considera que os estratos usualmente não são evidentes nas matas mais diversificadas em espécies, mas são bastante óbvios em matas com monodominância; ele reconhece que os limites entre os estratos são relativamente arbitrários e não podem ser objetivamente determinados na maior parte das matas ricas em espécies, o que parece uma certa mudança em relação a seus trabalhos anteriores. A mais lúcida abordagem sobre estratificação é a de Parker & Brown (2000), que mostram problemas e limitações dela, bem como 10 possíveis definições para ela e alternativas à tal conceituação, enfatizando os gradientes ecológicos decorrentes da estrutura vertical das matas.

A densidade da folhagem e sua variação nos diferentes níveis é um aspecto mais importante que a possível estratificação da altura total das árvores (Richards 1983, Monedero 1998), o que é discutido em matas brasileiras por Marques Filho & Dallarosa (2001; ver suas figs.7-8). Representamos na Figura 5.3 a localização das maiores densidades de folhas das árvores amostradas na transeção da MN no Morro da Igreja, onde percebemos muitas árvores descentradas, com copas cujo centro não se localiza sobre a base do tronco, e às vezes a copa nem está sobre a base deste, o que pode ser uma evidência de competição por luz entre estes indivíduos arbóreos. Aí, *Crinodendron brasiliense* mostrou-se a espécie com copas mais amplas e com formato mais irregular.

Kelly & Larson (1997) comprovaram a inexistência de perturbação significativa durante os 2 últimos séculos em uma comunidade florestal temperada em penhasco vertical, que manteve a estrutura etária da espécie dominante notavelmente constante neste período, embora tenham ocorrido pequenos pulsos de recrutamento e/ou mortalidade, talvez associados a interações competitivas entre classes de idade e tamanho, além de flutuação climática, mas insuficientes para impedir o recrutamento, que ocorreu em cada década desde 1770. A densidade de indivíduos é surpreendentemente muito similar à de outras florestas de coníferas temperadas, embora as árvores sejam pequenas e cresçam a taxas muito mais lentas e sobre um substrato vertical praticamente sem acúmulo de solo ou serapilheira.

Kelly & Larson (1997) acreditam estar demonstrando pela primeira vez que uma estrutura etária inequiânea representa uma floresta livre de perturbação e que é muito próxima de um estado de equilíbrio (ver também Booth & Larson 1999). As similaridades demográficas entre florestas antigas de diversos tipos sugerem que a dinâmica populacional (próxima do estado de equilíbrio) observada nos penhascos possa ser semelhante à dinâmica de um grande número de matas antigas de coníferas desenvolvidas sobre o solo. Porém, devemos considerar que as taxas de crescimento destas "árvores" estão entre as menores já reportadas para espécies arbóreas e que a maioria delas cresce em rocha sem solo ou em "bolsões" de solo muito pequenos, desenvolvendo raízes superficiais, que penetram na rocha sólida em média 9 cm (e no máximo 30 cm) e são encontradas exclusivamente em fissuras das camadas mais intemperizadas e macias das rochas (Matthes-Sears & Larson 1995).

As análises dendrocronológicas usadas por Kelly & Larson (1997; bem como por Swetnam 1995, Veblen *et alii* 1999, Briffa 2000, Niklasson & Granström 2000, Niklasson & Drakenberg 2001, noutros contextos) são um método muito promissor para avaliar o comportamento das comunidades florestais em períodos pretéritos (que podem chegar a alguns milênios), porém têm sido muito pouco usadas no Brasil (mas ver Seitz & Kanninen 1988, Vetter & Botosso 1989, Mendes 1994, Alves & Marchiori 1995, Tomazello Filho 1999). Estudos semelhantes seriam muito interessantes nas MNs dos Aparados, cujas taxas de crescimento são igualmente muito baixas, fazendo com que os indivíduos mais velhos e dominantes sejam provavelmente muito antigos (o que possivelmente também ocorre em áreas mais estáveis dos paredões rochosos), talvez com vários séculos de idade, mas ainda não houve qualquer tentativa de verificar isto no sul do Brasil.

A análise da variação interparcelas do componente arbóreo em cada área, feita tanto por técnicas de ordenação quanto por agrupamento, mostrou resultados relativamente pouco informativos ou de difícil interpretação. Isto em parte se deve ao enorme domínio de duas espécies em cada área, que possibilita uma ordenação "natural" das parcelas usando a densidade e/ou a área peitoral delas como "eixos" para plotar as parcelas, permitindo a visualização e o agrupamento das parcelas (Figuras 5.4 e 5.5). Algumas ordenações semelhantes foram obtidas através de Análise de Correspondência (como a da Figura 5.6.a, onde os 2 eixos acumulam 99,7% da variação) e Análise de Componentes Principais (Figura 5.6.b, onde os 2 eixos são bem menos representativos), utilizando a densidade e área peitoral das espécies junto com as riquezas/parcela (dados na Tabela 5.9), que pouco acrescentaram a estas interpretações, já que as riquezas tiveram pequeno efeito e os eixos foram grandemente determinados pelas espécies dominantes; também as tentativas feitas através das análises de agrupamento (como as da Figura 5.7) não mostraram um padrão evidente.

Em comum a todas estas análises multivariadas citadas acima, percebemos que, ao contrário de nossa expectativa inicial de que as parcelas geograficamente mais próximas seriam mais semelhantes, em geral não ocorreu relacionamento maior entre parcelas próximas que distantes dentro de cada área, exceto em alguns casos; além disto, de modo geral a disposição das parcelas menos dominadas pelo par de espécies preponderante mostrou pouco concordância entre as diferentes técnicas, contribuindo ainda mais para questionar a interpretação de eventuais grupos ou padrões.

Na área do topo da Serra do Corvo Branco (em Urubici), onde não fizemos amostragem fitossociológica, as espécies aparentemente dominantes nas MNs foram (sem qualquer ordem) *Weinmannia humilis*, *Clethra uleana*, *Drimys angustifolia*, *Myrceugenia alpigena*, *Siphoneugena reitzii* e *Symplocos* sp. (aff. *tenuifolia*, pelos filetes pilosos, mas com folha semelhante à de *S. uniflora*), tomando por base apenas estimativas visuais por toda a área; a última espécie só foi considerada abundante nesta área. Nas MNs sul-rio-grandenses, no Monte Negro e na Serra da Rocinha (em São José dos Ausentes), as espécies dominantes ou mais abundantes foram (também sem ordem) *Siphoneugena reitzii*, *Drimys angustifolia*, *Ilex microdonta* e *Mimosa scabrella*, enquanto nas MNs das bordas do cânion Fortaleza (em Cambará do Sul), as espécies dominantes pareceram ser (também sem ordem) *Siphoneugena reitzii*, *Drimys angustifolia*, *Myrceugenia alpigena*, *Mimosa scabrella* e talvez *Clethra uleana*. Em todas estas áreas, não foi evidente o domínio das MNs por um par de espécies, ao contrário do registrado nas duas áreas de MN que estamos descrevendo detalhadamente aqui neste capítulo. É possível que estudos fitossociológicos nestas outras áreas venham a mostrar uma dominância semelhante à descrita nesta seção (por um par de espécies) ocorrendo em manchas menores, a qual não é facilmente perceptível à primeira vista quando se procura abordar uma área maior por inteiro.

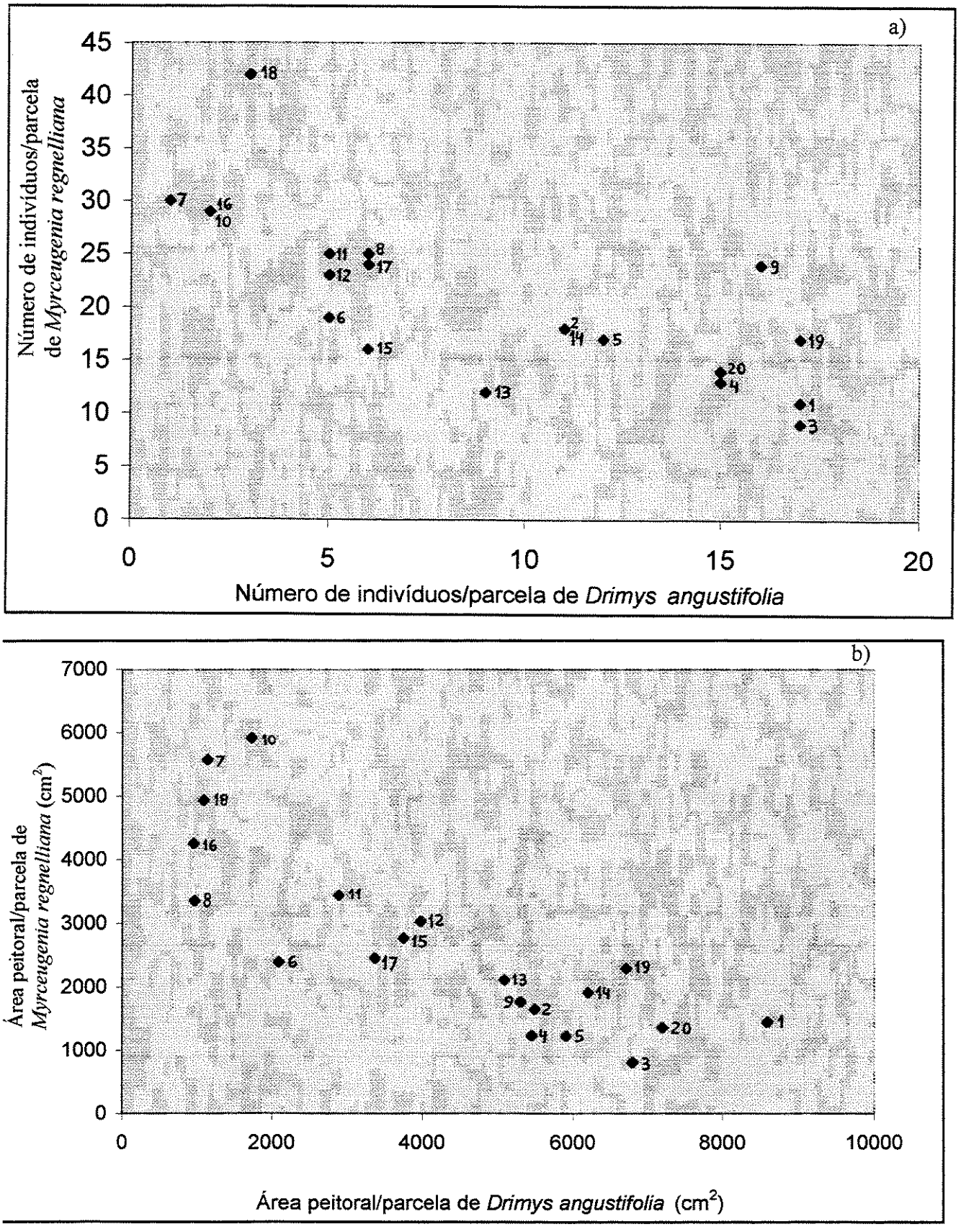


Figura 5.4 - Ordenação das parcelas (1 a 20) no Morro da Igreja de acordo com parâmetros das duas espécies dominantes. a) Pelo número de indivíduos arbóreos (DAP>5 cm) de cada espécie em cada parcela. b) Pela área peitoral (cm^2/parcela) de cada espécie.

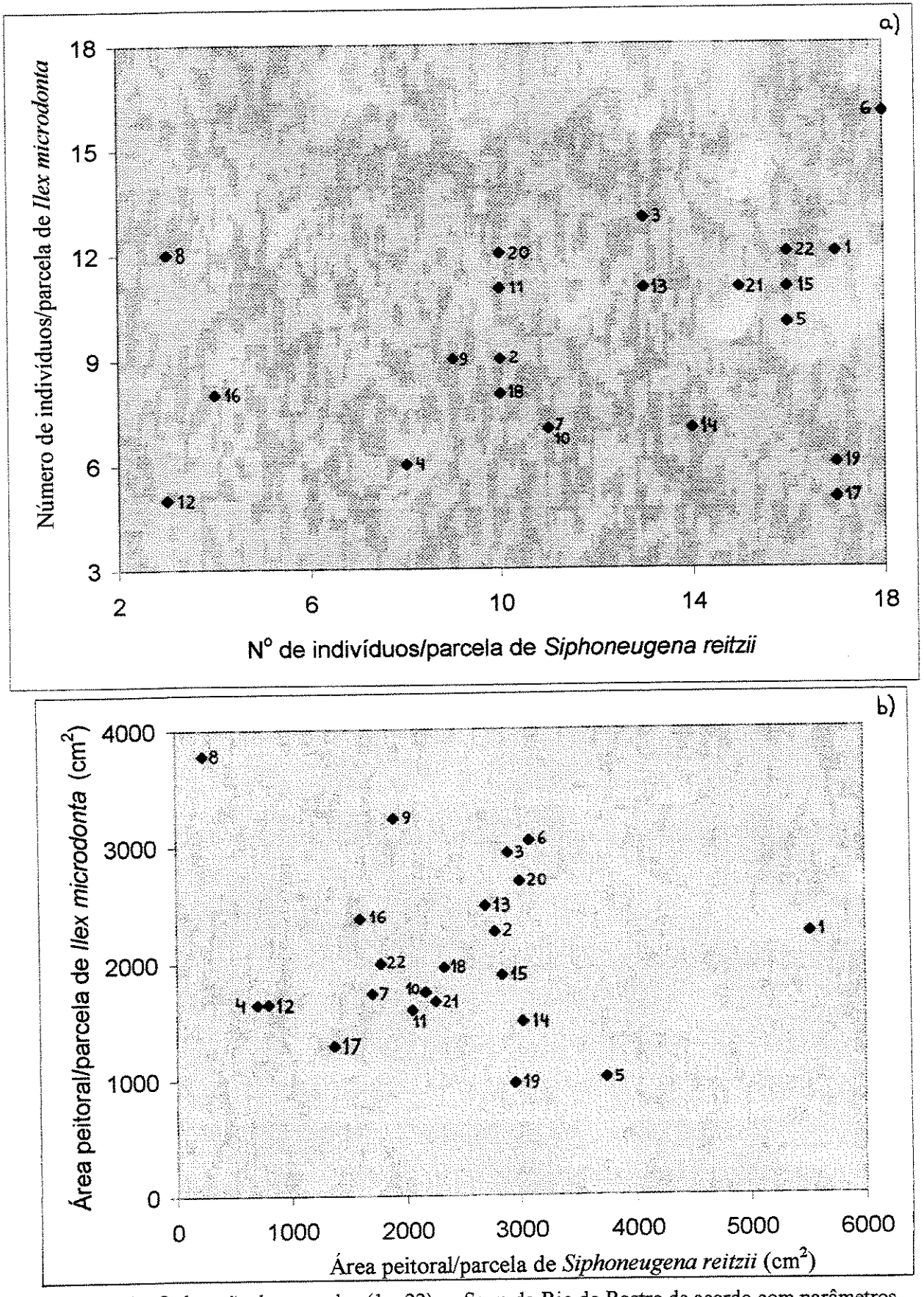


Figura 5.5 - Ordenação das parcelas (1 a 22) na Serra do Rio do Rastro de acordo com parâmetros das duas espécies dominantes. a) Pelo número de indivíduos arbóreos (DAP>5 cm) de cada espécie em cada parcela. b) Pela área peitoral (cm²/parcela) de cada espécie.

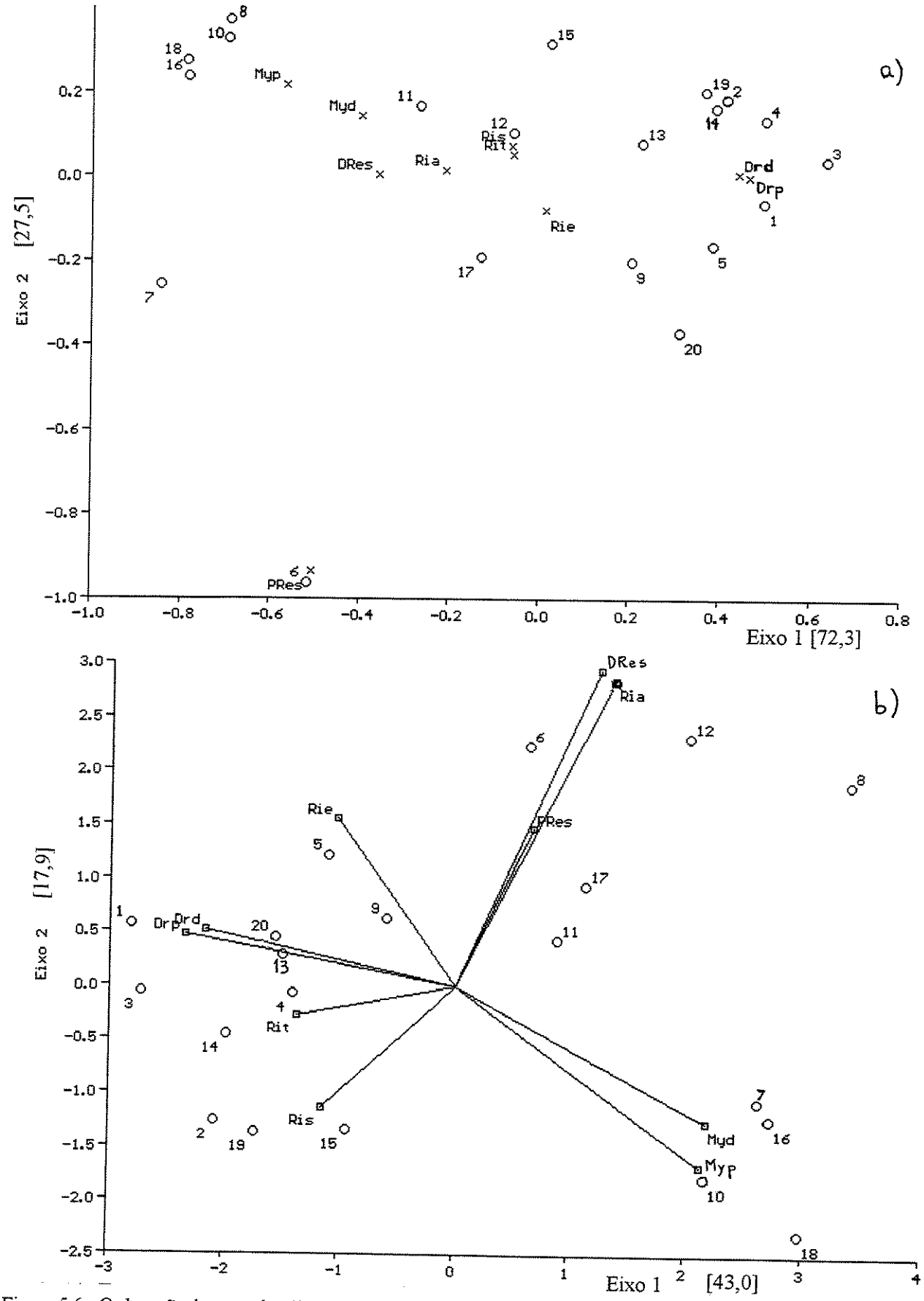


Figura 5.6 - Ordenação das parcelas (1 a 20) no Morro da Igreja, segundo características vegetacionais. a) Análise de Correspondência; b) Análise de Componentes Principais. Para o significado dos parâmetros abreviados, ver Tabela 5.9.

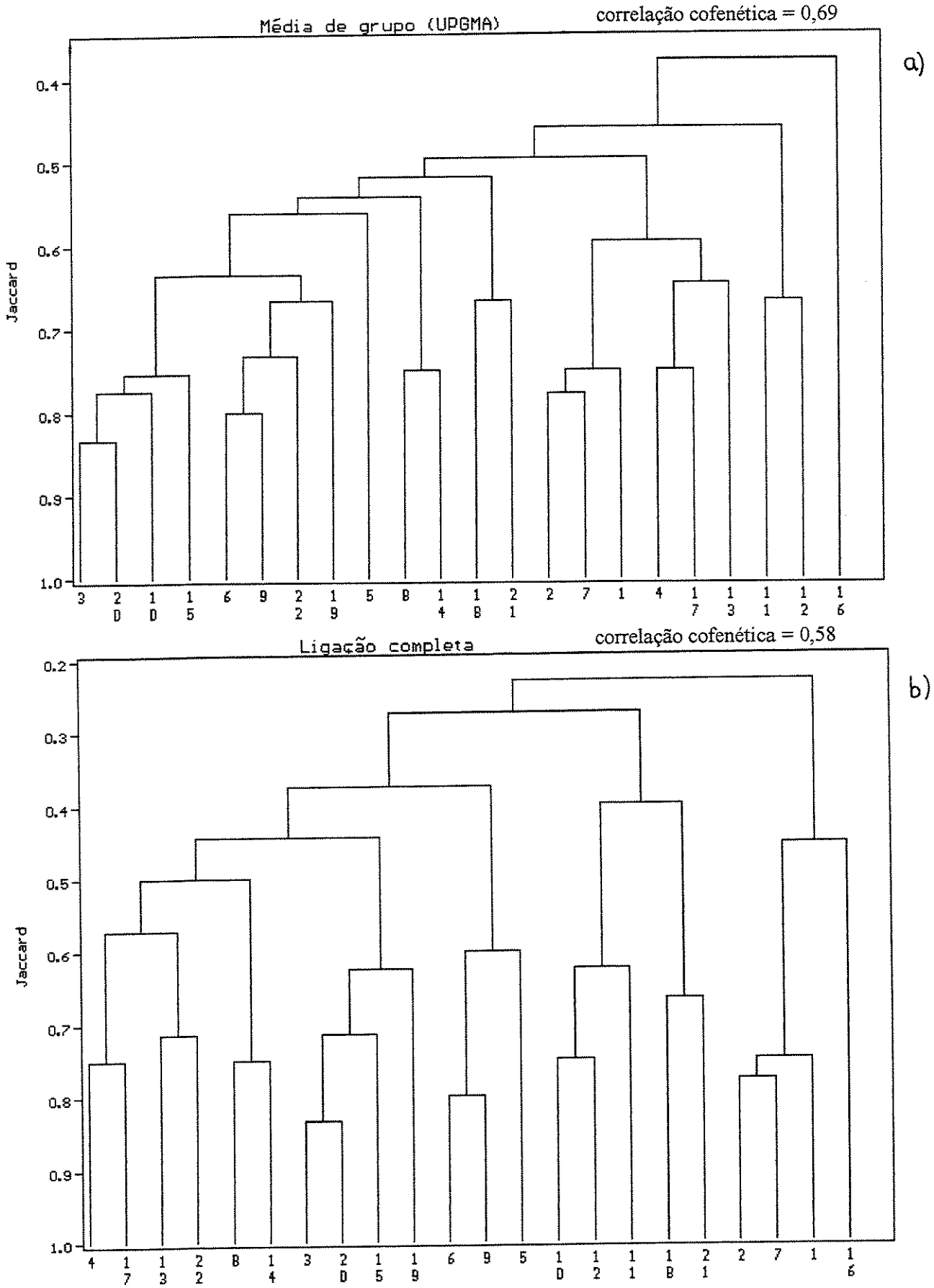


Figura 5.7 - Agrupamento das parcelas (1 a 22) na Serra do Rio do Rastro, segundo as espécies arbóreas (DAP>5 cm), usando o coeficiente de Jaccard. a) Método da média de grupo. b) Método da ligação completa.

Tabela 5.9 – Dados da vegetação de cada parcela das duas áreas amostradas. Parc = Parcela: 1 a 20, parcelas no Morro da Igreja; 1i a 22i, parcelas na Serra do Rio do Rastro. **Drd** e **Drp** = densidade (número de indivíduos arbóreos) e área peitoral (cm^2) de *Drimys angustifolia*; **Myd** e **Myp** = densidade (número de indivíduos arbóreos) e área peitoral (cm^2) de *Myrceugenia regnelliana*; **Sid** e **Sip** = densidade (número de indivíduos arbóreos) e área peitoral (cm^2) de *Siphoneugena reitzii*; **Ild** e **Ilp** = densidade (número de indivíduos arbóreos) e área peitoral (cm^2) de *Ilex microdonta*; **Drest** e **Prest** = densidade (número de indivíduos arbóreos) e área peitoral (cm^2) das espécies restantes; **Totind** e **Totpeit** = total de indivíduos arbóreos e total da área peitoral (cm^2); **Ria**, **Rie**, **Ris** e **Rit** = riqueza de espécies arbóreas, epifíticas, da submata e total, respectivamente.

Parc	Drd	Drp	Myd	Myp	Sid	Sip	Ild	Ilp	DRest	PRest	Totind	Totpeit	Ria	Rie	Ris	Rit
1	17	8592	11	1444	0	0	0	0	2	637	30	10673	3	9	57	65
2	11	5495	18	1649	0	0	0	0	0	0	29	7144	2	9	57	67
3	17	6804	9	808	0	0	0	0	1	154	27	7766	3	7	57	64
4	15	5457	13	1230	0	0	0	0	1	42	29	6729	3	7	52	58
5	12	5908	17	1225	0	0	0	0	2	770	31	7903	3	12	49	58
6	5	2095	19	2395	0	0	0	0	3	2957	27	7447	5	12	55	67
7	1	1138	30	5568	0	0	0	0	1	2049	32	8755	3	8	52	60
8	6	966	25	3353	0	0	0	0	7	289	38	4608	6	4	50	54
9	16	5307	24	1766	0	0	0	0	2	1002	42	8075	4	8	54	61
10	2	1731	29	5910	0	0	0	0	2	401	33	8042	4	5	60	64
11	5	2878	25	3441	0	0	0	0	3	457	33	6776	5	9	57	66
12	5	3980	23	3031	0	0	0	0	5	490	33	7501	6	9	48	56
13	9	5087	12	2111	0	0	0	0	3	343	24	7541	4	8	63	69
14	11	6206	18	1912	0	0	0	0	1	67	30	8185	3	10	59	67
15	6	3754	16	2769	0	0	0	0	0	0	22	6523	2	10	56	62
16	2	956	29	4252	0	0	0	0	1	550	32	5758	3	6	47	54
17	6	3360	24	2452	0	0	0	0	4	1043	34	6855	4	8	53	59
18	3	1089	42	4936	0	0	0	0	1	567	46	6592	3	5	54	58
19	17	6718	17	2294	0	0	0	0	0	0	34	9012	2	6	54	59
20	15	7203	14	1357	0	0	0	0	1	1626	30	10186	3	7	53	60
1i	0	0	0	0	17	5528	12	2246	4	371	33	8145	5	10	39	45
2i	1	29	0	0	10	2791	9	2262	4	519	24	5601	7	9	38	45
3i	1	39	0	0	13	2910	13	2936	4	1489	31	7374	5	11	42	51
4i	9	270	0	0	8	712	6	1642	3	372	26	2996	5	10	45	51
5i	0	0	0	0	16	3739	10	1012	0	0	26	4751	2	9	39	45
6i	0	0	0	0	18	3093	16	3037	1	206	35	6336	3	13	38	45
7i	1	23	0	0	11	1702	7	1737	7	829	26	4291	7	11	44	50
8i	5	151	0	0	3	244	12	3777	9	3390	29	7562	6	14	48	55
9i	0	0	0	0	9	1901	9	3230	2	473	20	5604	4	11	39	46
10i	0	0	0	0	11	2169	7	1747	4	289	22	4205	5	11	41	49
11i	0	0	0	0	10	2054	11	1592	10	525	31	4171	6	10	48	55
12i	0	0	0	0	3	806	5	1645	12	992	20	3443	7	15	44	53
13i	6	219	0	0	13	2707	11	2483	6	320	36	5729	6	12	38	46
14i	1	23	0	0	14	3028	7	1494	8	1042	30	5587	6	11	42	49
15i	0	0	0	0	16	2851	11	1890	3	176	30	4917	5	12	42	50
16i	0	0	0	0	4	1606	8	2378	8	1609	20	5593	7	13	53	60
17i	1	23	0	0	17	1380	5	1292	8	903	31	3598	7	12	37	46
18i	0	0	0	0	10	2339	8	1959	7	602	25	4900	6	14	44	53
19i	0	0	0	0	17	2957	6	968	7	1051	30	4976	6	11	40	46
20i	0	0	0	0	10	3012	12	2692	4	782	26	6486	4	14	51	57
21i	0	0	0	0	15	2259	11	1666	9	921	35	4846	7	11	42	46
22i	0	0	0	0	16	1783	12	1993	7	849	35	4625	4	12	40	46

5.5. Componente epifítico

O epifitismo tem sido estudado em matas neotropicais, tanto de baixas altitudes (Freiberg & Freiberg 2000, Nieder *et alii* 2000, etc., e inclusive sul-brasileiras: Waechter 1986, 1992, 1998a,b; Nunes & Waechter 1998; Breier & Rosito 1999; Gonçalves & Waechter 2001a,b; Kersten & Silva 2001) quanto nebulares ou montanas, mas aí especialmente mexicanas (Hietz & Hietz-Seifert 1995a,b; Hietz-Seifert *et alii* 1996; Hietz 1997, & Briones 1998), centro-americanas (Nadkarni 1984, Catling & Lefkovitch 1989, Lesica & Antibus 1990, Nadkarni & Matelson 1992, Ingram & Nadkarni 1993, Nadkarni *et alii* 2000) ou mesmo sul-americanas (Sugden & Robins 1979, Cervi *et alii* 1988, Brown 1990, Veneklaas *et alii* 1992, Bøgh 1992, Wolf 1993a,b, Fontoura *et alii* 1997, Dislich & Mantovani 1998, Dittrich *et alii* 1999, Nieder *et alii* 1999, Freiberg & Freiberg 2000, Barthlott *et alii* 2001, Kessler 2001, Miranda & Harter-Marques 2001), mas nenhum estudo ainda foi feito nas MNs sul-brasileiras.

Também a distribuição taxonômica dos epífitos vasculares tem sido analisada (Madison 1977; Kress 1986, 1989; Benzing 1990), bem como outros prováveis padrões gerais ocorrentes nestas espécies (Gentry & Dodson 1987; Benzing 1987, 1989a, 1990; Nieder *et alii* 1999), e mesmo matas temperadas têm mostrado grande riqueza e massa de epífitos, chegando a possuir 49 espécies vasculares epifíticas sobre uma única árvore (Hofstede *et alii* 2001), um pouco menos que as 65 espécies registradas sobre uma única árvore na Costa Rica (Ingram & Nadkarni 1993) e na Guiana Francesa, aparentemente a maior riqueza de espécies vasculares epifíticas sobre um único forófito (ou hospedeiro) já encontrada em matas tropicais (Hofstede *et alii* 2001). Por outro lado, as briófitas desempenham um papel muito importante entre os epífitos das matas montanas tropicais, como detalhado por Frahm & Gradstein (1991) e Wolf (1993a,b), o mesmo ocorrendo com os macroliquens (Wolf 1993a,b), mas tais organismos não foram incluídos em nossa amostragem.

O levantamento qualitativo da ocorrência das espécies epifíticas vasculares em cada parcela inclui tanto indivíduos adultos quanto jovens imaturos; para o Morro da Igreja, é apresentado na Tabela 5.10, e para a Serra do Rio do Rastro, na Tabela 5.11. A riqueza de espécies de epífitos amostradas nas MNs dos Aparados foi bastante maior que a de forófitos, em ambas as áreas: 19 epifíticas (e 13 forofíticas) no Morro da Igreja e 26 epifíticas (e 16 forofíticas) na Serra do Rio do Rastro. No Morro da Igreja, as angiospermas epifíticas representaram apenas 30% da riqueza de espécies e da freqüência relativa, ficando as pteridófitas com grande dominância nestes dois aspectos (cerca de 70%), praticamente repetindo a distribuição das 4 espécies dominantes que tiveram 100% de freqüência absoluta e acumularam 50% da freqüência relativa: 3 pteridófitas para apenas uma angiosperma. E a riqueza de angiospermas foi bastante aumentada por duas espécies epifíticas acidentais, enquanto todas as espécies epifíticas de pteridófitas eram habituais (senso Waechter 1992) nesta condição. Na Serra do Rio do Rastro, 7 espécies tiveram 100% de freqüência absoluta e acumularam 60% da freqüência relativa: 4 pteridófitas e 3 angiospermas; no total, foram 10 angiospermas (duas eventuais) e 16 pteridófitas (todas habituais), tendo as angiospermas acumulado 36% da freqüência relativa e 38% da riqueza, e as pteridófitas 64% da freqüência relativa e 62% da riqueza de espécies. Esta distribuição está de acordo com Walter (1986), para quem as angiospermas epifíticas perdem importância para as criptógamas epifíticas com o aumento da altitude, exatamente o que ocorre nos Aparados.

Florestas montanas nebulares e frescas possuem algumas das comunidades epifíticas mais luxuriantes, mas poucas espécies possuem muito da fitomassa total (Benzing 1983). Gentry & Dodson (1987:216) também registraram que a densidade de epífitos não está fortemente associada à diversidade deles, pois em altitudes relativamente elevadas eles são freqüentemente muito conspícuos e densos, ainda que sejam poucas as espécies presentes. Em situações examinadas por Nadkarni (1984), os epífitos corresponderam a até 30% da massa foliar e 45% dos nutrientes foliares armazenados em matas nebulares.

Nossos dados da riqueza de espécies das MNs dos Aparados contrariam a sugestão de Gentry & Dodson (1987:217) de que a diversidade de epífitos varia com a fertilidade do solo da mesma forma como outros tipos de plantas, sendo elas, juntamente com as ervas terrícolas, os grupos de espécies mais sensíveis à baixa fertilidade natural do solo, ocorrendo menos indivíduos e menos espécies em florestas de solos mais pobres. Nas MNs por nós amostradas, a maior riqueza de espécies epifíticas ocorreu justamente na área com solos mais pobres (Serra do Rio do Rastro – ver seção 5.8), enquanto a densidade de epífitos pareceu seguir o padrão proposto por tais autores. É provável que as espécies forofíticas e os climas regionais (influenciados pelas altitudes) sejam mais determinantes da composição e riqueza de epífitos do que os aspectos pedológicos. Também Benzing (1989b:136) parece não considerar importante a riqueza

Tabela 5.10 – Espécies epifíticas em cada parcela da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici.

1 a **20** = parcelas 1 a 20; **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%). Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras. J = apenas indivíduo jovem.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FA	FR
Corn	Griselinia ruscifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	12,6
Hyme	Hymenophyllum polyanthos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	12,6
Poly	Grammitis organensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	12,6
Poly	Polypodium typicum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	12,6
Poly	Campyloneurum austrobrasilianum	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	85	10,7
Orch	Sophronitis coccinea	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x			x	75	9,4
Dryo	Elaphoglossum sellowianum	x				x	x	x		x		x			x	x		x		x	x	55	6,9
Aste	Senecio desiderabilis		x		x	x	x			x		x	x	x	x	x						50	6,3
Poly	Pleopeltis macrocarpa	x	x	x	x	x	x	x							x							40	5,0
Aspl	Asplenium incurvatum					x						x			x			x				20	2,5
Lyco	Lycopodium quadrifariatum	x				x	x															15	1,9
Aspl	Asplenium araucarieti					x												x				10	1,3
Aspl	Asplenium martianum															x	x					10	1,3
Vitt	Vittaria lineata												x	x								10	1,3
Arau	Araucaria angustifolia						J															5	0,6
Aste	Baccharis brachylaenoides															J						5	0,6
Cact	Rhipsalidopsis rosea		x																			5	0,6
Hyme	Hymenophyllum rufum						x															5	0,6
Symp	Symplocos pentandra												J									5	0,6
	TOTAL = 19 espécies																					795	100,0
	Riqueza de cada parcela	9	9	7	7	12	12	8	4	8	5	9	9	8	10	10	6	8	5	6	7		

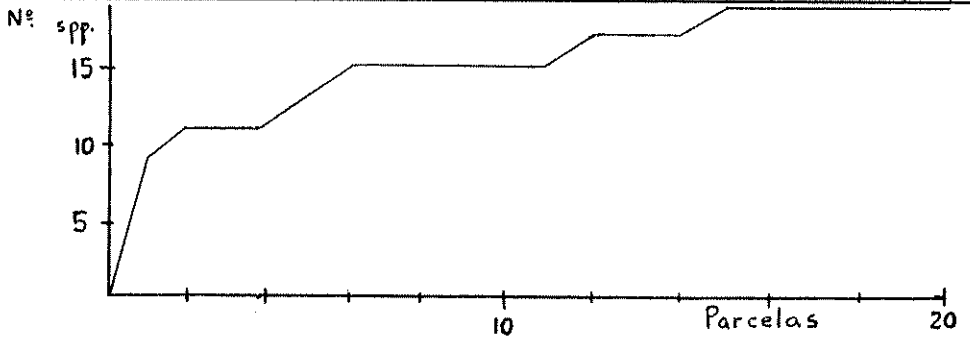
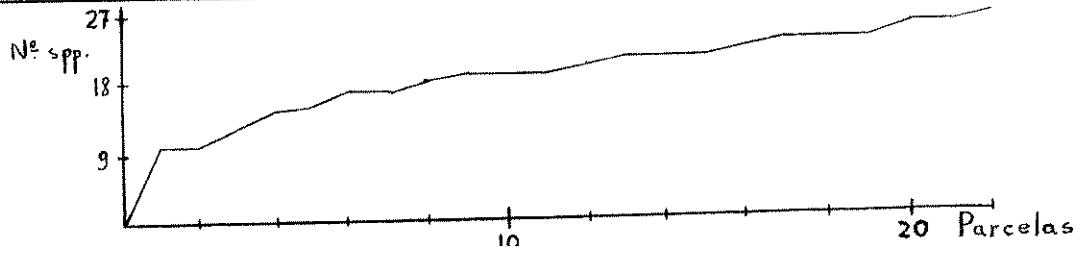


Tabela 5.11 – Espécies epifíticas em cada parcela da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra. 1 a 22 = parcelas 1 a 22; **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%). Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras. J = apenas indivíduo jovem.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	FA	FR
Cact	Rhipsalidopsis rosea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Corn	Griselinia ruscifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Hyme	Hymenophyllum polyanthos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Orch	Sophronitis coccinea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Poly	Campyloneurum austrobrasilianum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Poly	Grammitis organensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Poly	Polypodium typicum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	8,6
Poly	Pleopeltis macrocarpa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x					73	6,2
Hyme	Hymenophyllum magellanicum				x		x	x	x	x	x	x	x			x	x		x	x	x			59	5,0
Lyco	Lycopodium quadrifariatum			x				x	x	x	x		x		x		x		x		x		x	50	4,3
Pipe	Peperomia pseudobcordata				x		x		x			x	x			x	x			x	x	x	x	50	4,3
Poly	Grammitis achilleifolia	x		x										x	x	x		x	x	x	x	x	x	50	4,3
Aste	Senecio desiderabilis	x	x					x	x				x						x		x		x	36	3,1
Dryo	Elaphoglossum sellowianum								x				x	x	x		x	x	x			x		36	3,1
Poly	Polypodium hirsutissimum									x								x	x	x		x		23	2,0
Poly	Campyloneurum fallax								x			x				x	x							18	1,5
Orch	Rodrigueziella gomesioides					x	x				x													14	1,2
Poly	Polypodium recurvatum						x						x	x										14	1,2
Brom	Tillandsia cf. stricta			x														x						9	0,8
Aspl	Asplenium araucarieti																				x			5	0,4
Aspl	Asplenium martianum												x											5	0,4
Brom	Vriesea sp.													x										5	0,4
Mela	Leandra sulfurea						x																	5	0,4
Poly	Grammitis cultrata																x							5	0,4
Poly	Polypodium siccum																						x	5	0,4
Sola	Solanum sanctae-catharinae																				J			5	0,4
	TOTAL = 26 espécies																							1167	100
	Riqueza de cada parcela	10	9	11	10	9	13	11	14	11	11	10	15	12	11	12	13	12	14	11	14	11	12		



de nutrientes do solo para a comunidade epifítica, pois um dossel muito denso, desenvolvido sobre solo rico, deve limitar o desenvolvimento de epífitos heliófilos, ao passo que solos pobres ou ácidos, que determinem um dossel mais aberto e que permita maior entrada de radiação no seu interior, podem ter comunidades epifíticas muito mais desenvolvidas. Porém, Benzing reconhece que não fora feito qualquer estudo sistemático para verificar os possíveis efeitos da fertilidade ou do tipo do solo sobre os epífitos, situação que aparentemente ainda não mudou, embora reconheçamos não ter feito uma busca exaustiva na bibliografia já publicada sobre epifitismo.

As 6 espécies epifíticas mais freqüentes no Morro da Igreja estavam entre as 7 que tiveram 100% de freqüência na Serra do Rio do Rastro. Das 14 espécies mais freqüentes nesta Serra, que tiveram mais que 3% de freqüência relativa cada, apenas 3 não foram amostradas no Morro da Igreja, enquanto das 14 mais freqüentes no Morro da Igreja, apenas duas não foram amostradas na Serra do Rio do Rastro. Entre as espécies com mais de 25% de freqüência absoluta numa área, todas as 9 do Morro da Igreja tiveram idêntica ocorrência na Serra do Rio do Rastro, enquanto das 14 da Serra do Rio do Rastro, apenas 3 não foram amostradas no Morro da Igreja e outras duas não tiveram freqüência relativa acima de 25%.

Outra semelhança entre as duas áreas é que a riqueza de Orchidaceae epifíticas foi igual à de terrícolas, sendo que nas duas áreas a soma das freqüências das epifíticas foi maior (em ambas, devido a *Sophronitis coccinea*, Foto 45) e a riqueza de espécies da família foi pequena, o que é surpreendente em se tratando de matas nebulares ou montanas neotropicais, ainda mais se considerarmos que a família inclui mais de 2/3 de todos os epífitos (Benzing 1987, Gentry & Dodson 1987).

Tudo isto indica uma razoável similaridade epifítica entre as duas MNs, tanto em termos de composição (coeficiente de Jaccard = 0,41, considerando todas as espécies; J = 0,46, excluindo os epífitos não-reprodutivos; valores um pouco acima da similaridade da flora total: J = 0,36, cf. seção 5.3) quanto especialmente de espécies mais freqüentes, o que contrasta bastante com a aparente dissimilaridade arbórea (J = 0,12 para árvores com DAP>5 cm e J = 0,0 para árvores com DAP>10 cm). E ainda demonstra, mesmo que não tenha sido estritamente analisada esta relação, uma provavelmente completa não-especificidade dos epífitos vasculares aos seus forófitos, pois a total diferença entre as árvores com DAP>10 cm (que provavelmente possuem maior quantidade de espécies epifíticas; cf. Shaw & Bergstrom 1997) e apenas cerca de 20% dos indivíduos com DAP>5 cm pertencendo a espécies ocorrentes em ambas as amostras ainda permitiram desenvolver comunidades epifíticas relativamente semelhantes. Migenis & Ackerman (1993) não encontraram qualquer espécie exclusiva de um forófito ou especialista em uma única zona dos hospedeiros, embora preferências por espécies forofíticas ou zonas verticais do hospedeiro tenham sido encontradas.

Poucas espécies epifíticas parecem ser restritas a espécies particulares de forófitos, embora as propriedades físicas da casca dos hospedeiros sejam importantes (Benzing 1990, Huston 1994:522), o que também foi confirmado em certos forófitos das MNs dos Aparados, como *Siphoneugena reitzii*, que, em função de seus caules e ramos lisos (Foto 41), após o descamamento do ritidoma, dificulta a instalação e fixação de epífitos, especialmente no caso das espécies de maior porte; o mesmo parece ocorrer com *Myrceugenia regnelliana* no Morro da Igreja, ainda que não tenha casca lisa, mas geralmente possui muitos ramos relativamente finos, que também não favorecem a fixação de epífitos. Estas duas espécies de Myrtaceae tiveram correlação negativa com a riqueza de espécies epifíticas por parcela (r = –0,42), tanto considerando o número de indivíduos arbóreos quanto a área peitoral da espécie (dados da Tabela 5.9).

Por outro lado, espécies com cascas mais rugosas e grossos ramos, como *Drimys angustifolia* e *Weinmannia* spp., parecem possuir uma maior quantidade de indivíduos e espécies epifíticas, ainda que a correlação da primeira espécie com a riqueza de epífitos/parcela seja baixa: r = 0,31, com sua área peitoral, e r = 0,11, com o número de indivíduos arbóreos; *Ilex microdonta* tem correlações com a riqueza epifítica semelhantes às de *D. angustifolia*: r = 0,04, para o número de árvores, e r = 0,37, para a área peitoral da espécie, indicando novamente que esta característica é mais importante que a identidade das espécies não pertencentes a Myrtaceae. É provável que troncos de maior diâmetro e a presença de outros epífitos (inclusive briófitas) facilitem a retenção de propágulos das espécies epifíticas (como comprovado por Nadkarni *et alii* 2000) e de serapilheira e substrato que permitam construir uma reserva de nutrientes e água explorável por outras espécies (Barthlott *et alii* 2001), mas também a inclinação dos ramos (cf. Hofstede *et alii* 2001) e a rugosidade de suas cascas parecem afetar a abundância e riqueza de espécies sobre eles. A maior correlação da riqueza de espécies epifíticas por parcela foi com a riqueza total por

parcela (r = 0,45 no Morro da Igreja e r = 0,53 na Serra do Rio do Rastro; dados da Tabela 5.9), enquanto as correlações com todas as outras características vegetacionais foram inferiores.

Uma situação observada durante a amostragem florística do cap. 4 foi comprovada novamente: a freqüente ocorrência de epífitos eventuais, isto é, o desenvolvimento de indivíduos epifíticos de espécies normalmente não-epifíticas, tanto efêmeros, que não chegam a reproduzir-se na situação epifítica (Waechter 1992), como *Araucaria angustifolia*, *Symplocos* cf. *pentandra*, *Baccharis brachylaenoides*, *Solanum sanctae-catharinae* e talvez *Leandra sulfurea*, incluídas na amostragem fitossociológica (embora epífitos deste tipo tenham sido desconsiderados por Waechter 1992), que se somam a *Festuca ulochaeta*, *Luzula campestris*, *Blechnum penna-marina*, *Athyrium filix-femina*, *Chusquea mimosa*, *Leandra quinquedentata*, estas 6 com indivíduos epifíticos reprodutivos encontrados na amostragem florística (cap. 4) e que seriam classificadas como acidentais, no sentido de Benzing (1990).

Este epifitismo eventual provavelmente está relacionado com as pertinentes considerações de Benzing (1990:246), baseadas apenas em informações da década de 80, sobre a expansão do conceito de solo em matas tropicais. Mas tal abordagem do solo como algo não restrito ao piso inferior do ecossistema florestal já fora feita, inclusive com maior ênfase, por Lyford (1969), que estimou considerável quantidade de solo sobre o sistema caulinar de árvores de uma MN (112g/m^2, ou 1,1 t/ha), sugerindo que alguns epífitos podem ter suas raízes em solo mesmo que cada planta esteja totalmente sobre uma árvore, e concluiu ser necessária uma revisão na conceituação de solo. Também Edwards & Grubb (1977) estimaram a quantidade de solo sobre as árvores, encontrando 70,3 kg em 0,04 ha, ou 1,8 t/ha.

Uma diferença evidente entre os epífitos das duas áreas dos Aparados é em relação às espécies encontradas exclusivamente em uma das amostragens, atingindo 6 (32%) no Morro da Igreja (das quais 3 efêmeras) e 13 (50%) na Serra do Rio do Rastro (sendo apenas uma ou duas efêmeras). Chama atenção que, das espécies com menos de 25% de freqüência absoluta, a grande maioria foi amostrada em apenas uma das áreas, 60% no Morro da Igreja e 83% na Serra do Rio do Rastro. Ou seja, as espécies epifíticas relativamente mais raras localmente também parecem tender a ser raras regionalmente, não sendo encontradas facilmente, pelo menos em amostras como as adotadas neste trabalho. Análises mais cuidadosas da raridade, tanto para espécies epifíticas quanto de outros hábitos, abordando aspectos da distribuição geográfica, dos tipos e tamanhos de propágulos, dos portes das plantas, da fidelidade aos habitats, etc., como algumas feitas por Gaston (1994), Barros (1998) e Pitman *et alii* (1999), parecem mostrar um grande potencial para revelar importantes padrões e relações não evidentes à primeira vista. No entanto, por necessitarem uma grande quantidade de outras informações, não facilmente disponíveis no momento, foram deixadas para etapas futuras do estudo sobre a vegetação dos Aparados, embora as consideremos muito interessantes, prioritárias e inclusive de grande interesse do ponto de vista conservacionista, mas estamos impossibilitados de realizá-las neste trabalho.

Rhipsalidopsis rosea apresentou a ocorrência mais diferenciada entre as duas áreas, obtendo 100% de freqüência absoluta na Serra do Rio do Rastro e apenas 5% no Morro da Igreja, onde mesmo no levantamento florístico ela foi considerada apenas ocasional. Sendo uma Cactaceae, pode-se especular que as temperaturas mais baixas do Morro da Igreja não lhe favoreçam ou, alternativa ou adicionalmente, que sua dispersão seja menos eficiente aí, já que a competição com as demais espécies não parece suficiente para explicar sua menor ocorrência. Outra alternativa é que o dossel das MNs no Morro da Igreja seja mais denso ou a cobertura por neblina mais freqüente aí que na Serra do Rio do Rastro, pois o sombreamento pode limitar o desenvolvimento de epífitos (Benzing 1989b), e cactáceas talvez sejam das mais heliófilas, até por um componente filogenético.

Catling & Lefkovitch (1989) encontraram 2 tipos de associação entre espécies epifíticas de uma mata nebular da Guatemala: 1) epífitos de pequeno porte e taxonomicamente próximos, desenvolvendo-se sobre troncos menores e mais jovens, cujas associações possuíam características correlacionadas com estágios iniciais da sucessão vegetal e com modelos de diversidade independentes de densidade e semelhantes ao não-equilíbrio; 2) espécies epifíticas de grande porte e taxonomicamente menos próximas, desenvolvendo-se sobre troncos maiores e mais velhos, cujas associações mostravam características correlacionadas com estágios finais da sucessão vegetal e pareciam aproximar-se de um equilíbrio na composição de espécies; os autores especulam que este segundo tipo de associação poderia substituir o primeiro.

Embora não tenhamos planejado analisar esta hipótese explicitamente e nem verificar se há associações entre espécies epifíticas, não encontramos qualquer apoio para as considerações do parágrafo

anterior, e ainda encontramos alguns aspectos que as contrariam. Primeiro, praticamente não registramos epífitos vasculares em troncos de pequeno diâmetro (mais de ¼ dos troncos examinados por Catling & Lefkovitch eram menores que 5 cm de DAP e abrigavam entre 30 e 83% da ocorrência do primeiro tipo de associação). Segundo, embora tenha sido percebida uma certa tendência de associação entre epífitos maiores e troncos com maior DAP, em função da dificuldade ou impossibilidade de troncos finos abrigarem epífitos muito grandes e/ou pesados, pareceu-nos que tais troncos maiores eram ocupados também bastante freqüentemente por epífitos de pequeno porte. Terceiro, a única espécie epifítica que parecia muito relacionada a troncos de diâmetros grossos era *Pleopeltis macrocarpa*, que dificilmente seria classificada como de grande porte (>20 cm) por aqueles autores. Quarto, a maior proximidade taxonômica entre grupos de espécies de pequeno porte associadas fica difícil de ser avaliada quando as próprias "associações" não são percebidas, mas parece altamente improvável ou rara, a não ser que *Grammitis organensis* e *Polypodium typicum* (Foto 45) fossem consideradas "próximas" (mas sistemas de classificação mais recentes as colocam em famílias diferentes), já que *G. organensis* certamente não se associa com *G. achilleifolia*, e praticamente não haveria outra possibilidade de associação deste tipo (espécies de pequeno porte).

Não houve qualquer espécie em comum entre os epífitos amostrados na MN do Morro da Igreja e os amostrados por Waechter (1998b) em uma mata de restinga no RS, havendo apenas uma espécie em comum entre estas últimas e as amostradas por nós na Serra do Rio do Rastro. Também não houve qualquer espécie em comum com as amostradas por Nunes & Waechter (1998), confirmando a grande diferença entre as floras epifíticas das MNs (ou montanas ou alto-altitudinais) e as das matas de baixa altitude no sul do Brasil, aspecto já parcialmente explorado através de análises de similaridade genérica por Waechter (1992:66-9).

Richards (1996:147) destaca a capacidade de sobrevivência de algumas espécies de epífitos após sua queda para o chão de matas mais iluminadas e baixas. Isto foi comprovado nas MNs dos Aparados, onde algumas espécies quase obrigatoriamente epifíticas foram encontradas sobrevivendo no chão das MNs, após terem caídos de seus forófitos, e foram incluídas na amostragem das terrícolas. Isto ocorreu com *Sophronitis coccinea*, encontrada florescendo no chão e que não estava solta ou simplesmente caída, pois mostrava-se já relativamente presa ao substrato. Também *Elaphoglossum sellowianum*, *Polypodium typicum*, *Grammitis achilleifolia*, *Peperomia pseudobcordata*, *Griselinia ruscifolia*, *Fuchsia regia* e *Senecio desiderabilis* mostraram idêntica capacidade, embora não sejam obrigatoriamente epifíticas, especialmente as últimas 4, sendo que as duas últimas foram encontradas seguidamente também como trepadeiras lenhosas terrícolas, e ao menos parte de seus indivíduos desenvolveu-se aparentemente de forma hemiepifítica; a última espécie contraria a afirmação de Gentry (1982:40) de que todas as angiospermas trepadeiras hemiepifíticas são ornitocóricas.

O método que usamos para amostrar os epífitos foi pouco informativo sobre a variação intracomunidade e intra e interforófitos, e mesmo sobre relações entre epífitos e forófitos; apesar de relativamente simples e rápido, os resultados dele decorrentes não recomendam sua utilização em trabalhos mais detalhados ou que busquem um aprofundamento sobre o componente epifítico. Porém, para uma análise superficial, como a pretendida neste estudo, sua facilidade de uso pode ser uma vantagem a ser considerada.

A análise da variação interparcelas em cada área, feita tanto por técnicas de ordenação quanto por agrupamento, revelou resultados pouco informativos ou de difícil interpretação. No Morro da Igreja, todas as análises mostraram 2 grupos constantes de parcelas, um formado pelas 8, 16, 10 e 18 (as duas últimas tiveram idêntica composição epifítica), grupo este razoavelmente distinto dos demais e caracterizado pelas menores riquezas, e outro formado pelas parcelas 2, 4, 12 e 13 (Figura 5.8), sendo os outros grupos e arranjos bem menos consistentes. Na Serra do Rio do Rastro, a consistência dos grupos foi ainda menor (e acompanhada pelas correlações cofenéticas também menores que na primeira área), pois nenhum grupo pareceu repetida e nitidamente separado dos demais, e apenas o grupo de parcelas 4, 6, 11 e 15 e o grupo formado pelas 3, 13, 14 e 17 mostraram-se constantes nas análises de agrupamento, mas tais grupos eram reconhecidos num nível relativamente pouco destacado em relação a outros (Figura 5.9.a-b), e nem foram mantidos na PCO (Figura 5.9.c), a qual reflete bem a aparente falta de grupos entre as parcelas da área, diante da quase homogênea dispersão delas neste diagrama.

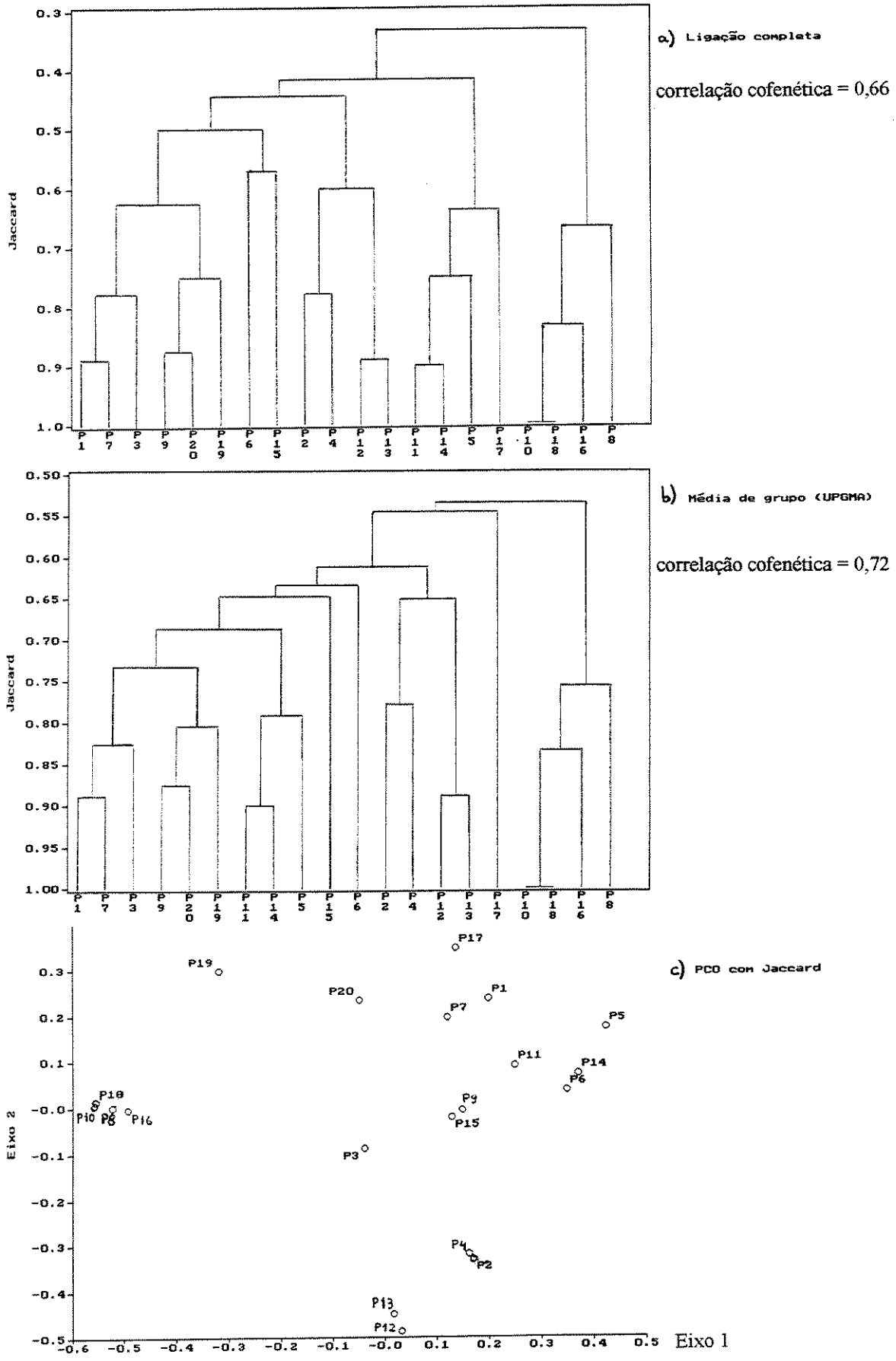
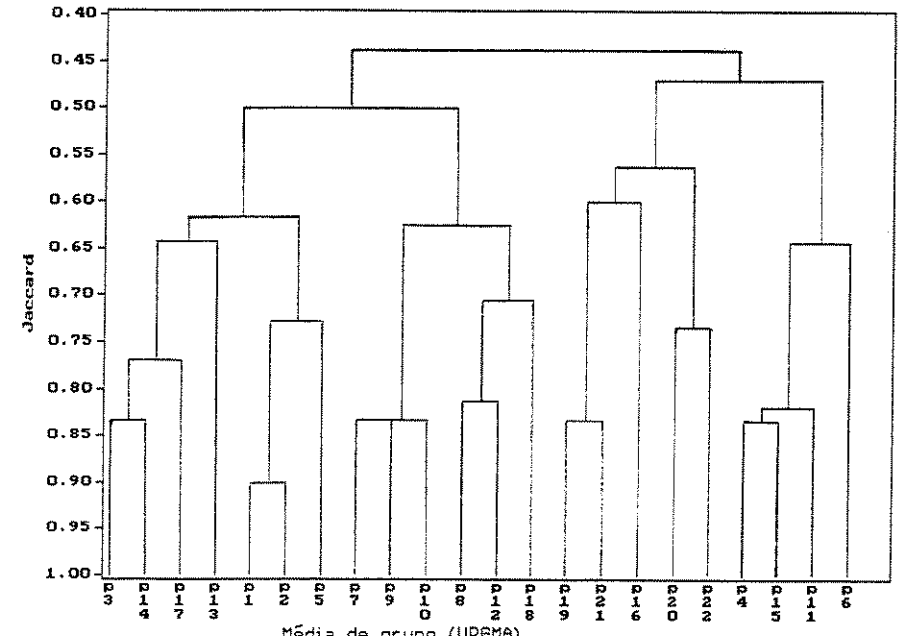
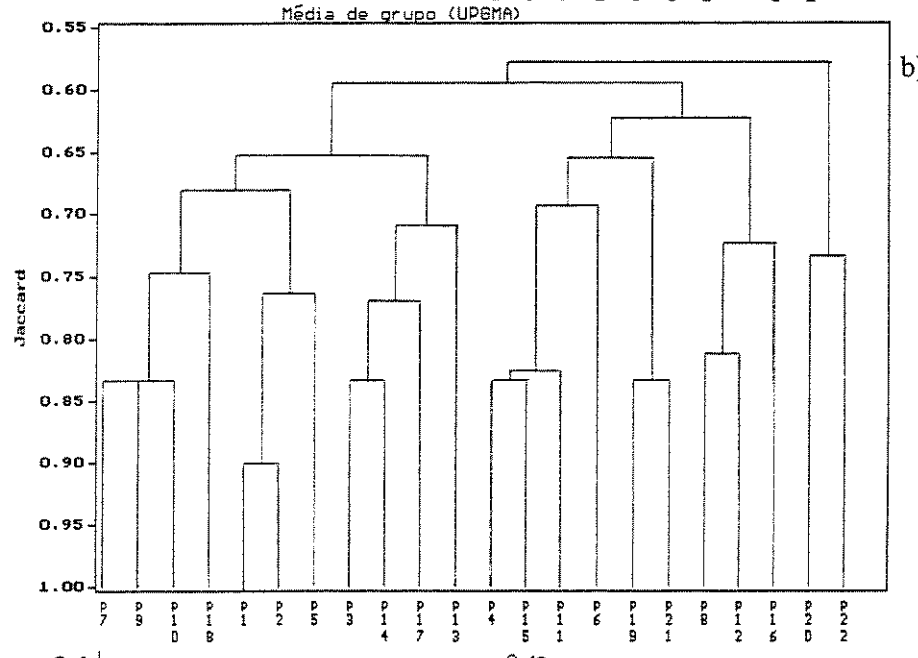


Figura 5.8 - Agrupamento das parcelas (P1 a P20) no Morro da Igreja, segundo as espécies epifíticas, usando o coeficiente de Jaccard. a) Método da ligação completa. b) Método da média de grupo. c) PCO.



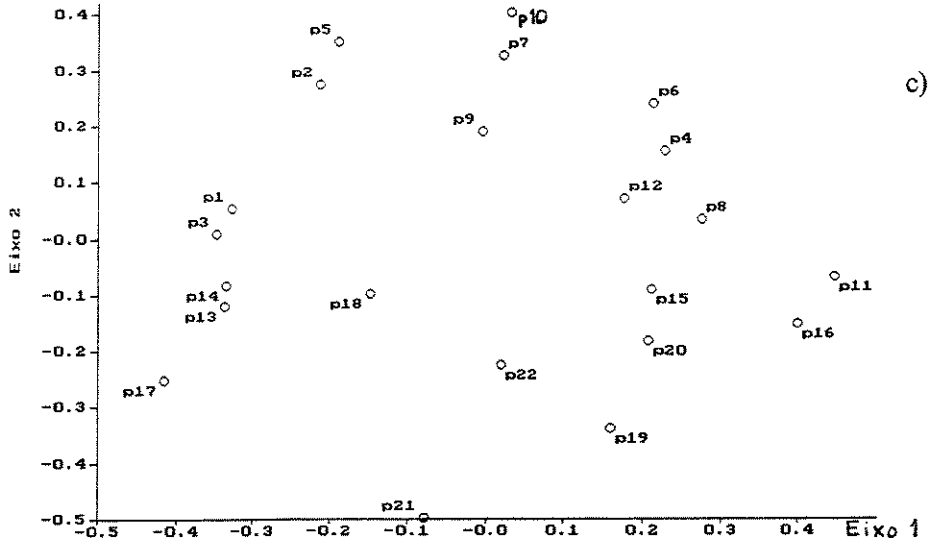
a) Ligação completa

correlação cofenética = 0,61



b) Média de grupo (UPGMA)

correlação cofenética = 0,65



c) PCO com coef. Jaccard

Figura 5.9 - Agrupamento das parcelas (p1 a p22) na Serra do Rio do Rastro, segundo as espécies epifíticas, usando o coeficiente de Jaccard. a) Método da ligação completa. b) Método da média de grupo. c) PCO.

5.6. Componente terrícola não-arbóreo

O levantamento qualitativo da ocorrência das espécies terrícolas sem DAP ou com DAP<5 cm, em cada parcela demarcada, inclui tanto indivíduos adultos quanto jovens imaturos. Em relação a estas espécies da submata (incluindo todas as trepadeiras e excluindo as árvores com DAP>5 cm), a riqueza no Morro da Igreja (Tabela 5.12) foi bem maior (109 espécies, embora com duas parcelas a menos) que a da Serra do Rio do Rastro (86 espécies; Tabela 5.13), e especialmente a de angiospermas (92 e 67, respectivamente), pois a pteridofítica foi um pouco menor que na Serra do Rio do Rastro (16 e 18, respectivamente). Asteraceae apresentou no Morro da Igreja mais que o dobro de espécies, ocorrendo o inverso com Melastomataceae. Lauraceae teve 3 espécies muito comuns como jovens na Serra do Rio do Rastro, mas não ocorreu em qualquer parcela no Morro da Igreja. Nesta área, a riqueza por parcela variou entre 47 e 63, atingindo uma média de 54 (±4), enquanto nas parcelas da Serra do Rio do Rastro a média foi de 42 (±4) e a amplitude foi de 37 a 53. Apenas 13 espécies tiveram 100% de freqüência absoluta nestas (Tabela 5.13), enquanto 19 atingiram tal critério no Morro da Igreja (Tabela 5.12), mas a freqüência absoluta média foi igual nas duas áreas (50%), indicando uma distribuição de espécies mais raras e mais freqüentes relativamente semelhante em ambas as áreas.

A grande riqueza de Asteraceae (Tabela 5.12) reforça a nossa suposição de que os efeitos do gado tenham sido muito influentes na área amostrada no Morro da Igreja, talvez inclusive provocando um aumento na riqueza de espécies da MN, mas isto provavelmente não explica toda a diferença encontrada na riqueza entre as duas áreas.

Especificamente em fragmentos de mata nebular (mas "baixo-montana", a 1225 m), os efeitos de borda foram mais percebidos na submata lenhosa (DAP<5 cm e altura>2 m) do que nas árvores com DAP>5 cm (Williams-Linera 1993). Em mata temperada decídua, Palik & Murphy (1990:198) também encontraram indícios sugestivos da resposta independente dos diferentes estratos (dossel e submata) ao ambiente físico. Estes trabalhos demonstram a necessidade de analisarmos separadamente os diferentes componentes vegetacionais de uma floresta, diante dos contrastantes ambientes lumínicos (Bongers & Popma 1988), térmicos e hídricos (Walter 1986, Richards 1996) que simultaneamente existem nela. Isto também é reforçado pelos distintos agrupamentos produzidos pelos dados dos epífitos e da submata para as parcelas de cada área (comparar Figuras 5.8 e 5.9 com a Figura 5.10), bem como pelas diferenças em riqueza dos componentes das duas áreas que amostramos: maior riqueza no dossel e nos epífitos da Serra do Rio do Rastro em relação a estes componentes do Morro da Igreja, mas maior riqueza da submata deste Morro em relação à da Serra do Rio do Rastro.

Palik & Murphy (1990:199) sugerem que a combinação dos efeitos de borda e da exposição solar deveria resultar, no hemisfério norte, num gradiente vegetacional do extremo da margem sul para uma associação das posições mais internas do sul e margem extrema do norte, seguido pelo grosso das posições do norte e da região do interior do sítio, gradiente efetivamente verificado num dos fragmentos estudados por tais autores (o outro não apresentou gradiente forte, talvez em função de efeitos anteriores do pastejo pelo gado). Em seu estudo, com exceção do extremo da margem, as posições marginais mais internas do norte, mais sombreadas, possuíram um microclima mais semelhante ao do interior; e houve similaridade entre a margem extrema do norte e as posições de meio para interior na exposição solar sul. No hemisfério sul, as expectativas são distintas, diante da inversão das posições norte e sul em relação aos efeitos do sol. Em mata atlântica de encosta no RJ, a 700 m de altitude, Zaú *et alii* (1991) registraram maiores temperaturas máximas nas encostas com exposição norte, que também tiveram as menores temperaturas mínimas, enquanto as encostas com exposição sul, possuidoras de maiores umidades atmosféricas, tinham redução nas suas temperaturas extremas, decorrente do efeito-tampão da umidade; tais variações microclimáticas estavam relacionadas também a significativas diferenças florísticas e fitossociológicas entre os 2 tipos de encosta (Silva *et alii* 1991, R. Oliveira *et alii* 1992), embora ambas as encostas sejam dominadas por Myrtaceae e Lauraceae (Silva *et alii* 1991). Este tipo de situação ainda não foi examinado nos Aparados, mas provavelmente pode ser determinante de importantes diferenças vegetacionais na região (comparar Fotos 5 e 7), devendo ser analisado futuramente.

As **trepadeiras** raramente contribuem com mais que 2% da área peitoral total ou 5% da fitomassa florestal (Hegarty & Caballé 1991), o que não chegou a ser quantificado por nós, mas pareceu-nos ser correto para as MNs dos Aparados. Nas parcelas, nenhuma trepadeira apresentou DAP que atingisse 5 cm: um indivíduo de *Senecio desiderabilis* teve DAP de 4,8 cm no Morro da Igreja, mas todas as demais trepadeiras tiveram DAP inferior a 4 cm (e a grande maioria bem inferior). Lieberman *et alii* (1996) não

Tabela 5.12 – Espécies terrícolas (sem DAP ou DAP <5 cm) em cada parcela da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici.

1 a **20** = parcelas 1 a 20; **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%). Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FA	FR
Aspl	Asplenium araucarieti	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Asplenium incurvatum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	95	1,7
	Asplenium martianum								x	x		x	x	x	x	x	x			x		45	0,8
Blec	Blechnum penna-marina	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Denn	Histiopteris incisa	x				x	x				x	x										25	0,5
	Hypolepis repens	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x				x		x	65	1,2
Dick	Dicksonia sellowiana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Dryo	Athyrium filix-femina		x	x		x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		70	1,3
	Dryopteris wallichiana	x	x	x	x		x		x					x		x				x		45	0,8
	Elaphoglossum sellowianum	x	x						x	x												20	0,4
	Polystichum sp.																	x		x		10	0,2
Hyme	Hymenophyllum magellanicum						x		x	x		x	x	x		x	x	x	x		x	55	1,0
	Hymenophyllum polyanthos	x					x			x	x		x	x				x	x	x	x	50	0,9
Plag	Plagiogyria semicordata						x															5	0,1
Thel	Thelypteris sanctae-catharinae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
pterid	pteridófita - jovem indeterm.	x			x															x		15	0,3
Arau	Araucaria angustifolia			x		x				x		x										20	0,4
Apia	Apium leptophyllum										x			x	x							15	0,3
	Eryngium smithii									x												5	0,1
	Hydrocotyle itatiaiensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Aqui	Ilex microdonta	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x		x	85	1,6
	Ilex paraguariensis				x																	5	0,1
Aral	Oreopanax fulvus		x		x		x		x			x			x		x	x	x			45	0,8
Ascl	Schistogyne mosenii													x								5	0,1
	Tassadia subulata	x					x	x			x						x	x	x		x	40	0,7
Aste	Baccharidastrum triplinervium										x			x								10	0,2
	Baccharis brachylaenoides					x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	80	1,5
	Baccharis dentata		x	x				x			x			x					x	x		35	0,6
	Baccharis cf. eriocIada																	x				5	0,1
	Baccharis organensis	x												x		x						15	0,3
	Baccharis cf. phyteumoides		x	x		x	x			x	x		x		x							40	0,7
	Baccharis sp. (glabro, fls. alt.)	x																				5	0,1
	Conyza macrophylla					x																5	0,1
	Conyza sumatrensis							x					x			x		x		x		25	0,5
	Eupatorium catharinense		x	x							x			x	x		x				x	35	0,6
	Eupatorium cf. lymansmithii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Eupatorium picturatum	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	95	1,7
	Mikania involucrata																				x	5	0,1
	Mikania orleansensis		x					x				x			x							20	0,4
	Mikania paranensis																			x		5	0,1
	Mikania cf. vitifolia		x	x	x						x				x		x	x	x			40	0,7
	Mutisia campanulata				x							x			x	x						20	0,4
	Senecio desiderabilis									x	x		x		x	x					x	30	0,6
	Vernonia discolor	x							x									x		x	x	25	0,5
	Vernonia cf. puberula										x											5	0,1
Berb	Berberis kleinii	x	x		x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	80	1,5
	Berberis laurina		x	x	x	x							x						x			30	0,6
Bora	Moritzia dasyantha	x																				5	0,1
Cary	Cerastium dicrotrichum/rivulare	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	90	1,7
Cela	Maytenus boaria				x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		70	1,3
Comm	Tradescantia anagallidea		x	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	85	1,6
Corn	Griselinia ruscifolia	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	90	1,7
Cucu	Cayapania pilosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8

continua

Tabela 5.12 - conclusão

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FA	FR
Cuno	Weinmannia humilis	x	x	x	x	x	x						x								x	40	0,7
Cype	Carex catharinensis	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x	75	1,4
	Carex phalaroides	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Rhynchospora biflora	x	x	x	x		x															25	0,5
FabM	Mimosa scabrella	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x		x	x	80	1,5
Flac	Azara uruguayensis	x	x					x			x	x		x	x	x	x		x	x	x	60	1,1
Gros	Escallonia bifida									x										x		10	0,2
Icac	Citronella paniculata	x		x				x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	75	1,4
Junc	Luzula campestris	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Lami	Salvia melissiflora - flor peq.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Salvia sp. - flor grande	x	x	x	x						x	x										30	0,6
Mela	Leandra luctatoris	x					x							x		x	x		x	x	x	40	0,7
	Leandra pallida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		90	1,7
	Leandra riograndensis	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	90	1,7
	Leandra sulfurea	x	x	x			x					x			x			x	x		x	45	0,8
Myrs	Myrsine coriacea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Myrt	Myrceugenia glaucescens	x		x	x	x								x								25	0,5
	Myrceugenia oxysepala	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	95	1,7
	Myrceugenia pilotantha					x	x	x		x	x			x								30	0,6
	Myrceugenia regnelliana	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Myrrhinium atropurpureum																	x				5	0,1
Onag	Fuchsia regia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Orch	Malaxis sp.																x					5	0,1
Oxal	Oxalis linarantha													x								5	0,1
	Oxalis tenerrima	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Pass	Passiflora caerulea		x	x	x	x		x		x				x	x		x	x	x			55	1,0
Pipe	Peperomia pseudobcordata			x							x											10	0,2
Plan	Plantago australis	x						x														10	0,2
Poac	Chusquea mimosa	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Festuca ulochaeta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Panicum cf. stigmosum			x	x							x		x	x	x						30	0,6
	Poa bradei	x	x								x	x			x	x		x	x	x		45	0,8
	Indeterminada		x																			5	0,1
Ranu	Clematis montevidensis													x					x	x		15	0,3
	Ranunculus cf. bonariensis										x	x		x					x	x		25	0,5
Rosa	Prunus sellowii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x				70	1,3
	Rubus sellowii					x																5	0,1
Rubi	Coccocypselum reitzii	x	x	x			x			x				x		x						35	0,6
	Galium hypocarpium		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	90	1,7
	Galium sp. - folha pequena	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
	Manettia sp. (C branca)			x				x	x	x		x	x			x						35	0,6
Scro	Gratiola peruviana											x		x	x							15	0,3
Sola	Cyphomandra mortoniana				x		x									x	x				x	25	0,5
	Solanum aculeatissimum									x												5	0,1
	Solanum canoasense	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	95	1,7
	Solanum inodorum			x																x		10	0,2
	Solanum laxum		x			x	x		x	x	x	x	x		x	x	x		x		x	65	1,2
	Solanum pseudocapsicum	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x		x	x	x	x	x	80	1,5
	Solanum sanctae-catharinae	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Symp	Symplocos pentandra - peq	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	90	1,7
	Symplocos tetrandra - folha gr	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	1,8
Vale	Valeriana scandens								x			x	x		x			x	x	x	x	40	0,7
Viol	Viola cf. subdimidiata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	90	1,7
Wint	Drimys angustifolia			x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x			x			60	1,1
angios	dicot. - jovem indeterminada						x					x		x							x	20	0,4
angios	monocot. - jovem indeterm.				x				x	x												15	0,3
	TOTAL = 109 espécies																						100
	Riqueza de cada parcela	58	58	58	53	50	56	53	51	55	61	58	49	64	60	57	48	54	55	55	54		

Tabela 5.13 – Espécies terrícolas (sem DAP ou DAP <5 cm) em cada parcela da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra.
1 a **22** = parcelas 1 a 22; **FA** = freqüência absoluta (%); **FR** = freqüência relativa (%). Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	FA	FR
Aspl	Asplenium araucarieti	x			x	x		x	x		x	x	x			x	x				x			50	1,2
	Asplenium cf. raddianum											x												4	0,1
	Asplenium incurvatum	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	2,1
	Asplenium martianum										x	x	x			x	x				x			27	0,6
Blec	Blechnum penna-marina	x	x			x	x				x	x				x	x							36	0,8
	Blechnum regnellianum																		x					4	0,1
Denn	Histiopteris incisa						x						x			x	x		x	x				27	0,6
	Hypolepis repens	x	x	x	x			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			73	1,7
Dick	Dicksonia sellowiana			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	2,1
Dryo	Athyrium filix-femina							x	x		x	x	x			x	x							32	0,8
	Elaphoglossum sellowianum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x	86	2,0
	Polystichum aff. platyphyllum																				x			4	0,1
Hyme	Hymenophyllum caudiculatum																						x	4	0,1
	Hymenophyllum magellanicum			x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	82	1,9
	Hymenophyllum polyanthos	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
Poly	Grammitis achilleifolia																					x	x	9	0,2
	Polypodium typicum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	91	2,1
Thel	Thelypteris sanctae-catharinae	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	82	1,9
Arau	Araucaria angustifolia	x						x						x	x					x	x			27	0,6
Apia	Hydrocotyle itatiaiensis	x				x			x		x	x	x		x		x		x			x		46	1,1
	Hydrocotyle quinqueloba			x	x																			9	0,2
Aqui	Ilex chamaedryfolia																						x	4	0,1
	Ilex microdonta	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
Aste	Baccharis brachylaenoides		x	x	x			x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		73	1,7
	Baccharis cassiniifolia																				x			4	0,1
	Conyza sumatrensis																x							4	0,1
	Mikania cf. involucrata									x								x						9	0,2
	Mikania orleansensis		x			x	x	x	x			x			x		x					x		41	1,0
	Mikania paranensis																				x	x		9	0,2
	Mutisia speciosa																x							4	0,1
	Senecio desiderabilis	x			x	x	x	x	x				x		x			x	x		x		x	54	1,3
	Vernonia discolor				x	x		x											x					18	0,4
Clet	Clethra uleana																		x					4	0,1
Corn	Griselinia ruscifolia	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	2,1
Cuno	Weinmannia paulliniifolia	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	2,1
Cype	Carex sellowiana		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	91	2,1
	Eleocharis squamigera	x																						4	0,1
	Rhynchospora biflora	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
Eric	Leucothoe niederleinii									x														4	0,1
FabM	Mimosa scabrella																x						x	9	0,2
Laur	Cinnamomum amoenum	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	96	2,3
	Ocotea pulchella	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	Persea major	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	91	2,1
Mela	Leandra catharinensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	96	2,3
	Leandra laxa													x					x					9	0,2
	Leandra pallida	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	Leandra planifilamentosa	x		x	x			x	x				x	x	x	x	x	x		x	x			59	1,4

continua

Tabela 5.13 - conclusão

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	FA	FR
Mela	Leandra quinquedentata	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	Leandra riograndensis	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x		x	x	x	x	x	x			82	1,9
	Leandra sublanata		x	x	x		x	x		x	x			x					x	x		x	x	54	1,3
	Leandra sulfurea	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	96	2,3
	Miconia cinerascens													x										4	0,1
	Miconia ramboi	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
Myrs	Myrsine coriacea	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		91	2,1
	Myrsine cf. wettsteinii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
Myrt	Eugenia uruguayensis																						x	4	0,1
	Hexachlamys itatiaiensis		x						x			x	x				x				x			27	0,6
	Myrceugenia alpigena	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	Myrceugenia glaucescens	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	Myrceugenia oxysepala									x		x					x					x		18	0,4
	Myrceugenia pilotantha		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	96	2,3
	Myrciaria floribunda	x				x		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	77	1,8
	Siphoneugena reitzii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
Onag	Fuchsia regia	x																			x			9	0,2
Orch	Habenaria cf. nemorosa		x							x							x			x				18	0,4
	Sophronitis coccinea																					x		4	0,1
Pipe	Peperomia pseudobcordata	x		x			x		x		x	x	x	x		x	x			x	x	x	x	64	1,5
Poac	Chusquea mimosa			x	x							x			x			x	x	x	x	x	x	46	1,1
	Festuca ulochaeta		x	x	x		x	x	x			x												32	0,8
	Panicum cf. stigmosum	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	96	2,3
	Poa bradei	x	x			x				x		x												23	0,5
Rham	Rhamnus sphaerosperma			x	x										x						x			18	0,4
Rosa	Prunus cf. subcoriacea	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	91	2,1
	Rubus sellowii																x							4	0,1
Rubi	Coccocypselum reitzii	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	Galium hypocarpium								x															4	0,1
	Galium sp. - folha pequena			x		x			x		x						x				x	x	x	36	0,8
	Rudgea parquioides				x				x															9	0,2
Sola	Solanum aculeatissimum						x																	4	0,1
	Solanum inodorum			x	x		x		x			x	x		x	x	x		x		x	x		54	1,3
	Solanum laxum		x																					4	0,1
	Solanum sanctae-catharinae		x	x	x			x	x		x	x	x				x				x			46	1,1
Symp	Symplocos pentandra - menor		x	x				x		x							x	x			x			32	0,8
	Symplocos tetrandra - fol. maior				x						x	x	x	x	x	x	x		x	x	x			50	1,2
Viol	Viola cf. subdimidiata											x												4	0,1
Wint	Drimys angustifolia	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	100	2,4
	TOTAL = 86 espécies																								100
	Riqueza de cada parcela	40	39	43	46	40	39	45	49	40	42	49	45	39	43	43	54	38	45	41	52	43	41		

encontraram qualquer trepadeira com mais de 10 cm de DAP em matas costarriquenhas acima de 1000 m de altitude. As trepadeiras estiveram representadas por 17 espécies nas parcelas do Morro da Igreja (16% da flora deste componente) e por apenas 9 nas parcelas da Serra do Rio do Rastro (10%), sendo 5 Asteraceae ocorrentes em ambas; nas primeiras parcelas, apenas *Cayaponia pilosa*, *Fuchsia regia* e *Griselinia ruscifolia* tiveram altas freqüências (Tabela 5.12), enquanto nas segundas apenas a última espécie apresentou freqüências elevadas (Tabela 5.13), comprovando a relativamente pequena importância das trepadeiras nestas MNs, já esperada diante da menor abundância e diversidade das lianas à medida que aumentam as altitudes (Schnitzer & Bongers 2002).

Denslow (1996) e Schnitzer & Bongers (2002) consideram que as grandes trepadeiras lenhosas são um importante componente da regeneração florestal nas clareiras, onde poderiam inclusive retardar o estabelecimento de um dossel arbóreo. Nas MNs, este tipo de trepadeira é representado por poucas espécies, sendo provável que a pequena ocorrência natural deste tipo de clareira tenha sido insuficiente para selecionar um número maior de espécies com este hábito; Ewel & Bigelow (1996) relacionam a ausência de trepadeiras com menos árvores quebradas e clareiras de menores tamanhos. Outra possibilidade é que tal hábito seja pouco favorecido pelas condições ambientais das MNs, o que nos parece menos provável, pois as poucas espécies de trepadeiras lenhosas que aí se estabelecem atingem populações com razoável densidade, que não poderiam ser consideradas raras na maioria das MNs; no entanto, Vázquez G. & Givnish (1998) mencionam a possibilidade de que os solos pobres das MNs podem exigir grande alocação de recursos das trepadeiras para as raízes, o que eliminaria muitas das vantagens do tipo de crescimento delas, sendo que também os seus grandes vasos são mais sujeitos a problemas ocasionados por congelamento ou seca. A susceptibilidade das diferentes espécies arbóreas ao desenvolvimento das trepadeiras é outro possível fator determinante, tendo sido analisado por Campbell & Newbery (1993) e Schnitzer & Bongers (2002); os primeiros encontraram diferenças entre famílias das árvores, sendo árvores de Euphorbiaceae bastante mais ocupadas que Dipterocarpaceae, por exemplo; não avaliamos isto nas MNs dos Aparados, mas pode-se esperar que os troncos geralmente lisos ou com casca pouco rugosa das Myrtaceae sejam menos favoráveis ao desenvolvimento das trepadeiras que os troncos das árvores de espécies de outras famílias, como foi verificado em relação à riqueza de espécies epifíticas.

A grande variação na ocorrência de *Fuchsia regia* neste levantamento fitossociológico é bastante difícil de ser explicada: como terrícola, apresentou 100% de freqüência absoluta no Morro da Igreja e apenas 10% na Serra do Rio do Rastro, e não foi amostrada como epífito em qualquer das áreas, embora tenha sido observada epifiticamente fora das amostras em ambas. É possível supor que a geralmente maior densidade da submata da segunda área possa ter restringido sua ocorrência como terrícola, enquanto o pastoreio do gado poderia tê-la beneficiado na primeira área, mas ainda não temos evidências de que isto realmente tenha acontecido.

A análise da variação interparcelas em cada área, feita através de técnicas de agrupamento, mostrou resultados pouco interpretáveis (Figura 5.10). Apenas o método da média de grupo apresentou correlações cofenéticas com razoáveis valores. No Morro da Igreja, o primeiro módulo de parcelas foi isolado dos demais (com a inclusão nele da parcela 20) em todos os métodos usados, mas concordância em relação aos outros grupos foi baixa entre os métodos; a interpretação dos grupos não é evidente para os formados na Serra do Rio do Rastro, onde a concordância entre os métodos foi ainda menor, tornando questionável qualquer grupo que se queira reconhecer ali.

5.7. Plântulas e plantas jovens das espécies arbóreas

As inferências sobre a dinâmica da regeneração florestal, feitas a partir de análises da estrutura da mata, representam um meio muito usado e simples de tentar analisar o futuro do estande, mas apresentam limitações que devem ser consideradas (Veblen 1992:158-60, Oliveira *et alii* 2001). É evidente que não se pode concluir sobre a regeneração de espécies arbóreas, especialmente as que possuem indivíduos de grande duração, como várias décadas ou alguns séculos, somente por algumas observações sobre a ocorrência de estágios jovens da espécie por um curto período (pouquíssimos anos de sobrevivência de plântulas ou jovens; é importante também lembrar que, na verdade, algumas plantas jovens produzidas durante um único ano num período de algumas décadas já podem ser suficientes para regenerar as plantas adultas de muitas espécies raras em certa área), mas este tipo de estudo fornece alguns indícios que podem ter importância e, na ausência de outros dados mais adequados, podem ser o único tipo de informação disponível sobre muitas das espécies nativas, inclusive várias endêmicas ou até ameaçadas de extinção, e,

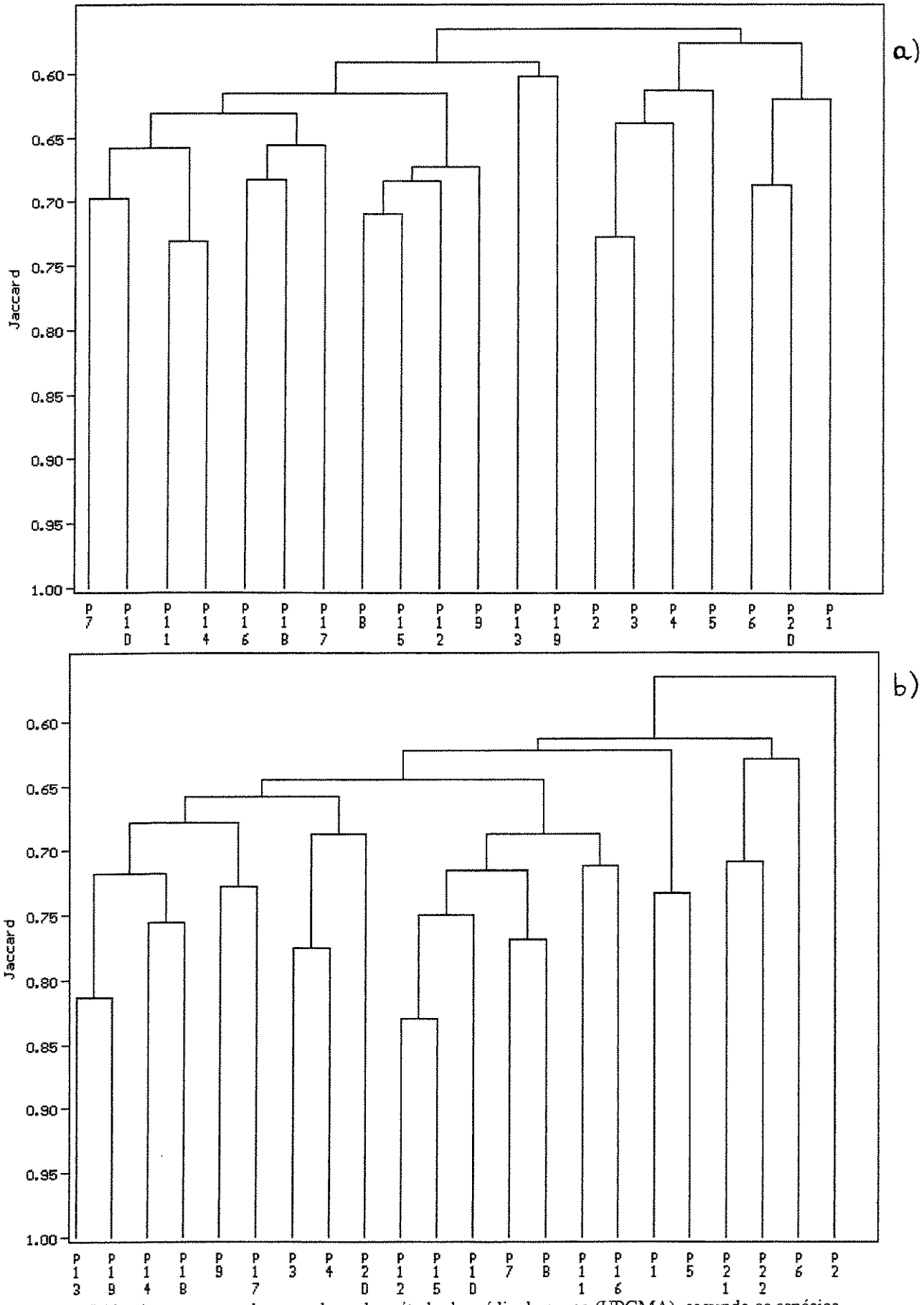


Figura 5.10 - Agrupamento das parcelas pelo método da média de grupo (UPGMA), segundo as espécies terrícolas da submata, usando o coeficiente de Jaccard. a) Morro da Igreja (parcelas P1 a P20; correlação cofenética = 0,65); b) Serra do Rio do Rastro (parcelas P1 a P22; correlação cofenética = 0,69).

pelo menos neste caso, alguma informação geralmente é melhor que nenhuma. Rejeitamos aqui o termo "regenerante", que tem sido usado em alguns trabalhos (por exemplo, Citadini-Zanette 1995) para as plântulas ou plantas jovens de espécies arbóreas, já que tal termo, obviamente, pode se referir a indivíduos jovens de qualquer espécie, e inclusive herbáceas terrícolas e epifíticas, não parecendo haver motivo para restringi-lo apenas às arbóreas.

Em relação à abundância de plantas jovens, 4 espécies no Morro da Igreja (*Symplocos tetrandra*, *Myrsine coriacea*, *Myrceugenia glaucescens* e *Myrceugenia pilotantha*) e duas na Serra do Rio do Rastro (*Myrceugenia pilotantha* e *Persea major*) tiveram mais de 15 indivíduos jovens em pelo menos uma parcela (Tabelas 5.14 e 5.15), mesmo sem terem sido amostradas como adultas em qualquer parcela da área. O domínio de parcelas por plântulas de uma espécie não encontrada no dossel também ocorreu em MNs de Porto Rico (Walker *et alii* 1996), e foi bem mais evidente na MN do Morro da Igreja, onde as 4 espécies citadas representaram 45% da freqüência relativa avaliada para as plantas jovens, enquanto as outras duas representaram apenas 14% na MN da Serra do Rio do Rastro.

Ilex microdonta chamou atenção na Serra do Rio do Rastro por em apenas uma parcela ocorrer com mais de 15 indivíduos (Tabela 5.15), embora tenha tido indivíduos jovens e adultos em todas e tenha sido uma das duas espécies dominantes entre os adultos; no Morro da Igreja, ela não foi encontrada com mais de 15 indivíduos jovens e nem como adulta em qualquer parcela, embora tenha ocorrido como planta jovem em 85% das parcelas e tenha sido considerada abundante no levantamento florístico completo.

Outra espécie intrigante foi *Symplocos tetrandra*, encontrada como jovem em todas as parcelas e com mais de 15 indivíduos jovens em 85% delas no Morro da Igreja, onde não foi amostrada como adulta; na Serra do Rio do Rastro, ela foi amostrada como adulta, ocorreu em apenas 50% das parcelas como jovem e em nenhuma delas teve mais de 15 indivíduos jovens. As duas espécies de *Symplocos* tiveram ocorrência como jovem muito mais destacada no Morro da Igreja, onde realmente é impressionante sua densidade de plantas jovens, enquanto os adultos têm uma ocorrência esparsa e rara; sua frutificação nunca pareceu abundante durante todo o período de trabalhos de campo, e foram duas das espécies mais procuradas por nós, em função da dificuldade de separá-las entre si e de *Maytenus* e *Ilex*, todas com folhas denteadas e grande variabilidade foliar; tivemos dificuldade de encontrar frutos maduros de *Symplocos*, o que parece indicar que sua frutificação não é exuberante e/ou nem duradoura, mas a ampla ocorrência nas parcelas indica que sua dispersão foi muito eficiente, pelo menos em algum(ns) período(s) anterior(es). Descartada a hipótese de origem destas plantas a partir de indivíduos próximos, temos convicção de que elas se originaram de indivíduos relativamente distantes, e que seus propágulos foram transportados por pelo menos dezenas de metros.

Pode-se especular sobre a forma como se originou a grande ocorrência de plantas jovens de *Symplocos*; é possível que tenha havido uma acumulação destas plantas ao longo de anos, já que há bastante diferença de tamanho entre os indivíduos; isto requereria uma capacidade de tolerância destas espécies às condições microclimáticas da submata não muito densa e ao pastejo do gado (ver próximo parágrafo). Outra hipótese, não excludente em relação à anterior, é que tivesse(m) ocorrido período(s) com frutificação e/ou dispersão extraordinária(s), que tivesse(m) originado tais populações; isto é registrado para algumas espécies de florestas temperadas, como *Pinus ponderosa* e *Juniperus scopulorum* (Madany & West 1983), que normalmente apresentam taxas de mortalidade juvenil muito altas em função de condições climáticas desfavoráveis em algum período e, quando isto excepcionalmente não ocorre, tal ano registra um pulso de regeneração. A participação do gado no processo de dispersão parece impossível, e não observamos qualquer animal alimentando-se destes frutos, o que nos faz considerar mais provável alguma vantagem das espécies de *Symplocos* (em relação às outras lenhosas) no seu estabelecimento e desenvolvimento inicial do que nas fases de reprodução e dispersão.

Esta grande abundância de jovens de *Symplocos* spp. nas MNs dos Aparados pode estar relacionada à impalatabilidade para o gado, a cujo efeito Palik & Murphy (1990) atribuem a ausência de um forte gradiente vegetacional borda-interior em um fragmento de floresta temperada decídua dos Estados Unidos, onde o impacto do pastejo pretérito teria ao menos temporariamente sobrepujado o efeito de borda e levado a uma seleção das espécies mais resistentes ou impalatáveis, reduzindo a abundância das espécies "da margem" (devidos aos efeitos inibidores provocados pelo pastejo) e permitindo que as espécies "do interior" aumentassem temporariamente a abundância no habitat da margem. Isto significaria que as espécies do interior da mata podem não ser tão limitadas pelo microclima da borda como elas são

Tabela 5.14 – Espécies arbóreas com 15 ou mais plantas jovens em cada parcela da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici.
1 a 20 = parcelas 1 a 20; **x** = ocorrência de 15 ou mais plantas jovens da espécie na parcela; **FA** = freqüência absoluta (%) e **FR** = freqüência relativa (%) destas ocorrências; **i** = indivíduo adulto (DAP>5 cm) da espécie na parcela. Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras. * = espécie sem indivíduo adulto nas parcelas. As parcelas 16 e 18 não tiveram espécies com mais de 15 jovens.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	FA	FR
Symp	Symplocos tetrandra *	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x		x		x	x	85	32
Myrt	Myrceugenia regnelliana	xi	xi	xi	xi	i	xi	i	i	i	i	i	i	i	xi	xi	i	i	i	xi	xi	45	17
Sola	Solanum canoasense							x	x		x	xi		x	x							30	11
Myrs	Myrsine coriacea *	x		x				x			x		x									25	9
Symp	Symplocos pentandra	x	x	x									i		x							20	8
Cela	Maytenus boaria			i	x		i		x	x		i		i								15	6
Wint	Drimys angustifolia	i	i	i	i	i	xi	xi	i	i	xi	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	15	6
Cuno	Weinmannia humilis	x		x		i	i			i												10	4
Icac	Citronella paniculata											i						x				5	2
Myrt	Myrceugenia glaucescens *													x								5	2
Myrt	Myrceugenia oxysepala				i				i		i			xi								5	2
Myrt	Myrceugenia pilotantha *													x								5	2
	TOTAL = 12 espécies																						101

Tabela 5.15 – Espécies arbóreas com 15 ou mais plantas jovens em cada parcela da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra.
1 a 22 = parcelas 1 a 22; **x** = ocorrência de 15 ou mais plantas jovens da espécie na parcela; **FA** = freqüência absoluta (%) e **FR** = freqüência relativa (%) destas ocorrências; **i** = indivíduo adulto (DAP>5 cm) da espécie na parcela. Os nomes das famílias (FAM) estão abreviados pelas 4 primeiras letras. * = espécie sem indivíduo adulto nas parcelas. A FR de cada espécie ficou igual ao número de parcelas ocupadas por ela.

FAM	ESPÉCIE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	FA	FR
Laur	Ocotea pulchella		x	xi	xi		i	xi	xi	xi	xi	x	xi	xi	xi	xi	x	xi	xi	xi	xi	xi	xi	86	19
Myrt	Siphoneugena reitzii	xi	xi	xi	xi	xi	xi	xi	xi	i	xi	xi	xi	xi	i	i	xi	xi	xi	xi	xi	xi	xi	86	19
Wint	Drimys angustifolia	x	xi	xi	xi	x		xi	i	x	x			xi	xi	x		x	xi	x	x	x	x	77	17
Myrs	Myrsine cf. wettsteinii	x										x		x	x	x	x	x	xi	x	x	xi	x	54	12
Myrt	Myrceugenia pilotantha *							x	x			x	x			x	x		x	x	x	x	x	50	11
Myrt	Myrceugenia alpigena	i	xi	x	x			xi		x				xi	x	x		i	i	i	x	i	i	41	9
Cun	Weinmannia paulliniifolia								i	i				x	xi	x	i			xi	x			23	5
Myrt	Myrceugenia glaucescens	i	i			x	x	i	i		i	i	i				i		xi		x			18	4
Laur	Persea major *													x	x			x						14	3
Aqui	Ilex microdonta	i	i	i	i	xi	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	i	4	1
Mela	Miconia ramboi		i												i								x	4	1
	TOTAL = 11 espécies																								101

pela competição com as espécies da margem, as quais por sua vez são controladas pelas condições microclimáticas.

Já *Drimys angustifolia* apresentou muito mais plantas jovens na Serra do Rio do Rastro, onde sua ocorrência como adulta foi pouco significativa, do que no Morro da Igreja, onde foi uma das dominantes entre as plantas adultas. Na primeira área, ela esteve presente como jovem em todas as parcelas, e em 17 destas ela esteve representada por mais de 15 plantas, sendo que em 7 destas parcelas havia também adulto(s) dela. No Morro da Igreja, ela ocorreu como jovem em muitas parcelas, mas em apenas 15% delas apresentou mais de 15 jovens, o que é difícil julgar se poderia eventualmente ser um indicativo de algum problema na regeneração nesta área. No Morro da Igreja, a espécie ocorreu em 8 parcelas como adulta e sem jovens (das quais 4 eram das 6 que tinham mais adultos), em 5 parcelas com mais adultos que jovens e em 7 parcelas com menos adultos que jovens (das quais as 3 com mais jovens eram das 5 com menos adultos), o que representa uma correlação negativa ($r = -0,51$) entre jovens e adultos (Figura 5.11.a), não encontrada na Serra do Rio do Rastro, indicando que sua regeneração parece variar de área para área, o mesmo também podendo ser dito para *Symplocos tetrandra*.

Ainda no Morro da Igreja, tendência semelhante à de *D. angustifolia* foi apresentada por *Myrceugenia regnelliana*, embora tenha tido indivíduos adultos e jovens em todas as parcelas daí. Ela ocorreu em 10 parcelas com mais adultos que jovens, em 8 com menos adultos que jovens, e em duas com número semelhante de adultos e jovens. As 9 parcelas com mais adultos foram das 11 com menos jovens, e as 9 com mais jovens incluem 8 das 10 que têm menos adultos (Figura 5.11.b), o que significa uma correlação negativa ($r = -0,70$) ainda mais forte que a existente em *Drimys angustifolia* nesta área.

Chapman & Chapman (1995) discutem o papel da fauna frugívora na dispersão de espécies arbóreas e a possibilidade de caçadores humanos eliminarem ou reduzirem tanto as espécies animais caçadas por eles quanto as espécies vegetais cuja dispersão seja dependente destes animais e cujo recrutamento sob a copa das árvores-mães fosse inexistente. No entanto, tais autores verificaram que apenas uma das 25 espécies frutíferas analisadas era realmente incapaz de recrutar indivíduos sob a copa da árvore-mãe e que 4 (16%) eram perfeitamente capazes de desenvolver novos indivíduos sob a árvore-mãe, enquanto para todas as outras espécies as evidências eram inconclusivas, em virtude da insuficiência de indivíduos jovens encontrados, o que demonstra uma pequena quantidade de plântulas de tais espécies em todos os locais amostrados, tanto sob a copa de indivíduos da mesma espécie quanto sob outras espécies, o que também é uma informação importante. Mesmo sem dados mais consistentes sobre tais espécies, os autores acreditavam que elas seriam eliminadas da floresta se os frugívoros dispersores fossem extintos, o que nos parece bastante discutível (ver também Harrington *et alii* 1997), pois apenas incorpora a velha idéia da supremacia da dispersão de propágulos por animais, gerada a partir de Darwin (Bennett 1998) e adotada por vários autores (como Moreno-Casasola 1996:20, Giulietti *et alii* s.d.:162; mas não confirmada por Willson 1993), e que parece mais um mero preconceito que uma verdade, além de ignorar as vantagens da dispersão a curta distância discutidas por Bolker & Pacala (1999).

Embora Chapman & Chapman não tenham citado Janzen (1970), suas expectativas são muito similares às dele, que acreditava que as plantas jovens de uma espécie tendem a ser encontradas distantes da planta-mãe ou de qualquer indivíduo adulto da sua espécie (o que já era especulado por Aubréville em 1938, cf. Hall & Swaine 1976, Grubb 1977a, Hubbell & Foster 1987:396, Swaine & Hall 1988), sendo isto avaliado por Tanner (1977:896) e rejeitado para todas as espécies analisadas, exceto uma, e rejeitado igualmente por Hall & Swaine (1976) e Oliveira *et alii* (2001), mas foi confirmado por Terborgh *et alii* (2002). Também Hubbell & Foster (1987) testaram a hipótese de Aubréville, encontrando resultados variados, pois as duas espécies arbóreas mais comuns mostraram evidências de auto-inibição, mas as demais espécies comuns não apresentaram evidência desta, e em duas delas ainda houve significativa associação positiva entre adultos e plantas jovens. Resultados variados foram encontrados ainda por De Steven & Putz (1984) com uma única espécie em diferentes áreas. Já Condit *et alii* (1992) verificaram que apenas poucas espécies tiveram significativa redução na probabilidade de recrutamento próximo a adultos da sua espécie, mas bem mais espécies mostraram significativo aumento no recrutamento perto de adultos coespecíficos, sendo que a maioria das espécies de arvoretas e arbustos mostrou grandes picos na probabilidade de recrutamento próximo a adultos da sua espécie, o que levou tais autores a igualmente concluir que a maior parte dos padrões de recrutamento não seguia a predição de Janzen. Por sua vez, Martínez Ramos (1991:73) concluiu que há grande contradição entre os estudos que testaram a hipótese de Janzen, com metade deles apoiando-a e a outra metade rejeitando-a. Também Lieberman (1996) e

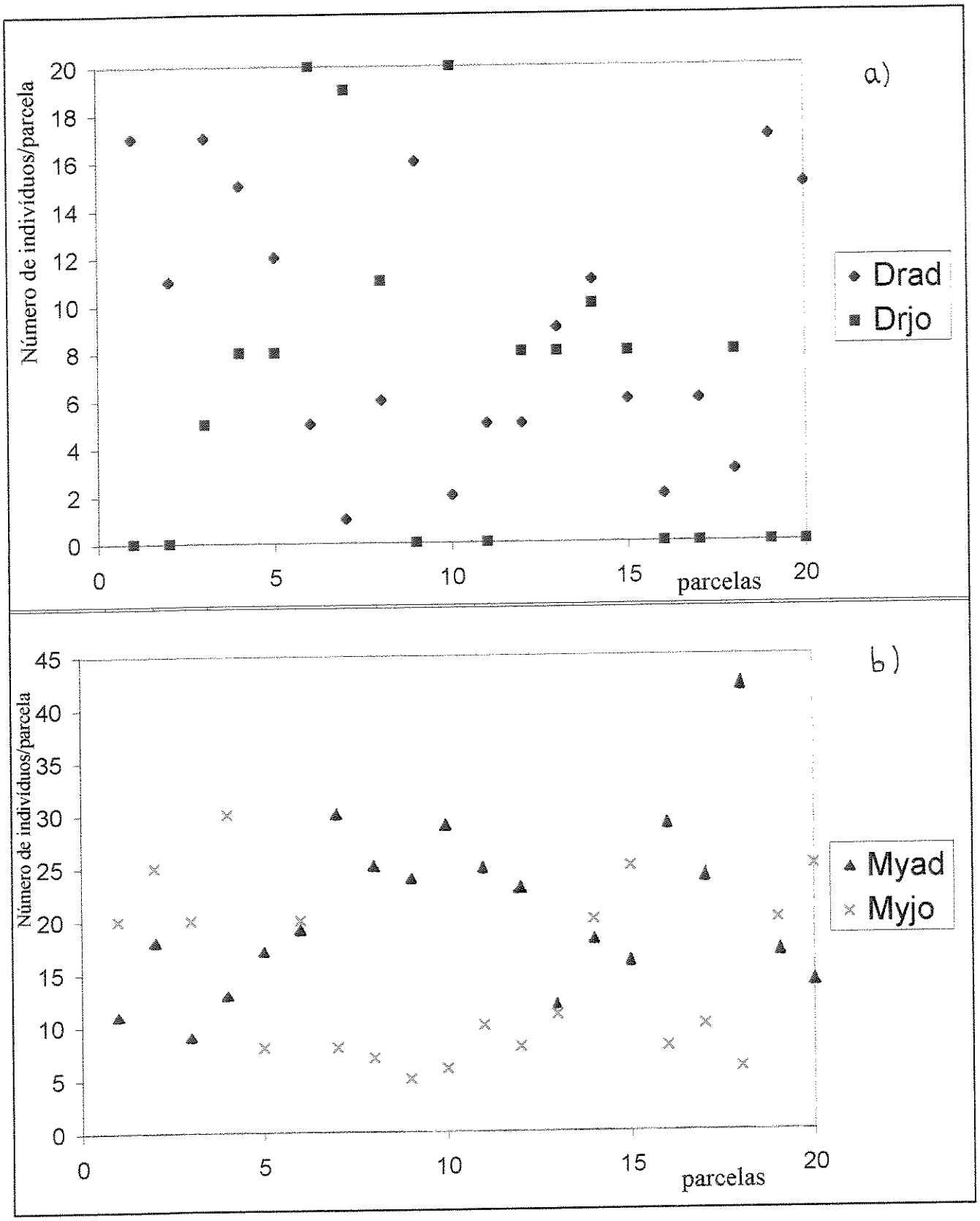


Figura 5.11 - Ocorrência de indivíduos adultos (DAP>5 cm) e jovens das duas espécies dominantes nas parcelas (1 a 20) do Morro da Igreja. a) *Drimys angustifolia*: Drad = adultos, Drjo = jovens; r = -0,51. b) *Myrceugenia regnelliana*: Myad = adultos, Myjo = jovens; r = -0,70.

Whitmore (1996:14) concluem que alguns exemplos ocasionais parecem confirmar a hipótese de Janzen, mas que vários estudos de ampla escala mostram que ela em geral não é apoiada, e que outros processos são freqüentemente mais importantes e devem ser considerados.

Nas MNs, não amostramos exatamente sob a copa de cada indivíduo para verificar se plântulas ou indivíduos jovens da espécie desenvolviam-se ali, mas no nível de parcela, numa amostragem muito menos detalhada, mas que também pode apontar alguns indícios, especialmente por várias parcelas serem dominadas por uma espécie, que apresenta simultaneamente bem maiores densidade e área peitoral que todas as demais, e onde a ocorrência (ou não) de plantas jovens de tal espécie pode dar indicações sobre sua regeneração. Nas 10 parcelas do Morro da Igreja dominadas por *D. angustifolia*, em 5 ela não possuiu qualquer planta jovem, implicando ausência de regeneração sob suas copas, mas nas outras 5 ela apresentou jovens, embora menos de 15 em cada parcela, e é muito improvável que vários destes jovens não estivessem sob a copa de um adulto coespecífico. Já *M. regnelliana* dominou 6 parcelas no Morro da Igreja, onde teve indivíduos jovens em todas, embora em número também inferior a 15 por parcela. Assim, para as duas espécies dominantes nas MNs do Morro da Igreja, não há evidência conclusiva para uma ausência de regeneração sob adultos da mesma espécie, embora deva-se registrar que as maiores quantidades de plantas jovens de cada uma destas espécies localizavam-se em parcelas com menor número de adultos dela (Figura 5.11).

Na Serra do Rio do Rastro, uma análise semelhante é menos eficaz, pois o número de parcelas dominadas por uma espécie é menor. *Siphoneugena reitzii* dominou 5 parcelas, tendo mais de 15 jovens em 3 e poucos jovens nas outras duas. *Ilex microdonta* dominou 4 parcelas, ocorrendo com poucos jovens em todas elas; tal espécie só ocorreu com muitos jovens na parcela em que apenas ela e *S. reitzii* foram as únicas espécies com indivíduos adultos, já que em todas as outras 21 parcelas sempre ocorreram árvores de outras espécies junto com estas duas dominantes (Tabela 5.9). Portanto, para as duas espécies dominantes na MN da Serra do Rio do Rastro, não há qualquer evidência de inibição da regeneração sob as copas ou proximidades de adultos coespecíficos.

Em relação às demais espécies, a ocorrência de maior número de plantas jovens de cada espécie geralmente não esteve associada à presença de adultos da espécie na parcela (Tabelas 5.14 e 5.15), exceto no caso de *Ocotea pulchella*, em que, das 17 parcelas com indivíduo(s) adulto(s) da espécie, em apenas uma não havia mais de 15 jovens dela (Tabela 5.15). Portanto, estas espécies mais raras parecem apresentar uma maior concentração de plantas jovens longe de adultos coespecíficos, como é o caso de *Myrceugenia glaucescens*, *Weinmannia humilis*, *Symplocos pentandra* e *Maytenus boaria*; porém, algumas outras possuem bastante plantas jovens também em parcelas com adultos da espécie, como foi verificado com *Myrceugenia alpigena*, *Weinmannia paulliniifolia*, *Myrsine* cf. *wettsteinii* e *Solanum canoasense*. Assim, também para estas espécies não-dominantes é impossível evidenciar claramente algum padrão na sua regeneração, mas pelo menos em parte delas não parece ocorrer impedimento desta regeneração nas proximidades de adultos coespecíficos, o que novamente contraria a suposição de Aubréville, Janzen, Chapman & Chapman e Terborgh *et alii*.

É óbvio que inexistir evidência de inibição não significa que haverá regeneração de cada espécie nas proximidades de adultos coespecíficos, já que as plantas jovens localizadas podem não ser recrutadas futuramente; mas, pelo menos, demonstra que, no período da amostragem, havia jovens disponíveis para este recrutamento nas proximidades de adultos coespecíficos em diversas espécies. Se o recrutamento ocorrerá ou não, somente um acompanhamento poderá concluir. Estes dados parecem apontar para uma relativamente pequena dependência das espécies arbóreas a possíveis ou supostos animais dispersores de maior porte, cuja função eventualmente pode ser também desempenhada ou substituída por pequenos animais ou mesmo por agentes abióticos, como ventos, tempestades e água.

Crinodendron brasiliense foi a terceira espécie em VI e VC no Morro da Igreja, mas não apresentou sequer uma planta jovem nas parcelas, onde esteve representada apenas por plantas bastante velhas, com muitas ramificações basais e vários indivíduos com troncos parcialmente ocos. Mesmo durante a amostragem florística, foi extremamente raro encontrar plântulas ou indivíduos jovens da espécie, endêmica da região dos Aparados, e esta reduzida regeneração já havia sido detectada por Klein (1960:31, 1970). A floração da espécie é abundante, ela é bastante visitada por moscas varejeiras (conforme coleta DBF 9027) e não parece ter problemas de polinização, pois a frutificação é normal e vistosa, mas é provável que a germinação seja inibida de alguma forma ou que as sementes e/ou plântulas sejam muito intensamente consumidas por predadores. A espécie exemplifica a situação comentada por

Veblen (1992:163) de pequena regeneração através do estabelecimento de novas plântulas, que parece ser compensada pela reprodução vegetativa a partir de bases do tronco (como nesta espécie) ou de raízes aéreas, o que sugere que ela possua o tipo de dinâmica populacional denominada por Eriksson (1996) como "remanescente".

No caso de espécies com longa duração, como esta última e muitas outras arbóreas, a inexistência de plântulas ou plantas jovens durante períodos de anos seguidos ou mesmo de décadas pode não representar problema para a sua regeneração, que eventualmente pode ocorrer em apenas um ou poucos anos de ciclos razoavelmente longos, sem que isto represente ameaça para a sobrevivência dela(s), já que pode fazer parte de sua estratégia regenerativa e deve ser considerada tal possibilidade, junto com outras informações de Lieberman (1996), Swaine (1996), Whitmore (1996), J. Clark *et alii* (1999) e Oliveira *et alii* (2001). Enorme variação ano-a-ano no recrutamento parece característica de plântulas de espécies arbóreas tropicais (Lieberman 1996). Também devemos examinar se estas espécies são limitadas no seu estabelecimento primariamente pelas condições locais dos microssítios ou se pela incapacidade da espécie (quanto ao suprimento ou germinação de sementes ou ao estabelecimento das plântulas) em atingir um habitat adequado mas ainda não ocupado por ela (Belyea & Lancaster 1999, Hanski 1999, van Groenendael *et alii* 2000, Clarke *et alii* 2001, Verheyen & Hermy 2001, Butaye *et alii* 2002, Muller-Landau *et alii* 2002), já que a forte restrição do recrutamento em matas tropicais (Hubbell *et alii* 1999, Muller-Landau *et alii* 2002, Schupp *et alii* 2002) e em vários outros tipos de comunidade sugere que a limitação do recrutamento local pode ser uma característica universal de espécies cujos indivíduos não se deslocam (Tilman 1999).

Das 6 espécies com maiores VIs e VCs do Morro da Igreja (Tabela 5.4), todas, exceto *C. brasiliense*, estiveram representadas por mais de 15 jovens em pelo menos uma das parcelas (Tabela 5.14), mostrando um potencial mínimo de regeneração, o que também é concluído em relação a todas as demais espécies amostradas como adultas ali, pois estiveram presentes com pelo menos alguns jovens na maioria das parcelas, exceto *Myrceugenia alpigena*. No caso desta espécie, porém, devemos fazer uma ressalva de que não temos certeza se poderíamos identificar seus indivíduos jovens adequadamente; muitas vezes os adultos já não são fáceis de ser identificados, e os jovens ainda são muito mais semelhantes aos de outras espécies do gênero; acreditamos ter podido diferenciá-los na Serra do Rio do Rastro, onde a espécie é bem mais comum e chamou nossa atenção, mas se fossem raros no Morro da Igreja, poderiam ter sido confundidos com (e incluídos em) outra espécie.

Das 9 espécies com maiores VIs e VCs da Serra do Rio do Rastro (Tabela 5.6), apenas *Myrciaria floribunda* e *Cinnamomum amoenum* não ocorreram em alguma parcela com mais de 15 indivíduos jovens (Tabela 5.15), mas ambas estiveram representadas por pelo menos alguns jovens em quase todas as parcelas, não parecendo, portanto, apresentar maior problema de regeneração. O mesmo não pode ser dito de outras Myrtaceae, como *Hexachlamys itatiaiensis* e *Myrceugenia oxysepala*, que ocorreram como jovens em apenas 6 e 4 parcelas respectivamente, e especialmente *Eugenia uruguayensis*, encontrada como jovem numa única parcela, com apenas um indivíduo; no entanto, como as duas últimas são espécies mais raras na área, esta distribuição esparsa de seus indivíduos pode ser natural, como verificado para a maioria das 25 espécies frutíferas analisadas por Chapman & Chapman (1995), e provavelmente não significa ameaça à sua regeneração.

5.8. Aspectos pedológicos

"But this numerical approach may obscure rather than reveal the formative processes." (Thomas 2001:93).
[Mas esta abordagem numérica pode mais esconder do que revelar os processos de formação.]

Os solos nas duas áreas amostradas foram classificados, seguindo J. Oliveira *et alii* (1992) e Prado (1996), como Cambissolo Bruno Álico (para a Serra do Rio do Rastro, ver cap. 2, Figura 2.7), enquadrado no grande grupo *Haplumbrept* da "Soil Taxonomy" dos EUA de 1975 (Ker *et alii* 1986:463-4), mas seriam denominados como Cambissolos Húmicos (Alumínicos?; para confirmar, depende de análises do horizonte B) se enquadrados no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, da Embrapa (1999).

Os solos apresentavam um horizonte A de cor preta, contrastando grandemente com o B de cor bruno amarelada, após uma transição rápida e evidente (Foto 47), confirmando que a "pigmentação escura devida à matéria orgânica é amplamente utilizada como parâmetro de separação do horizonte A" (Anjos *et*

Tabela 5.16 – Características do solo superficial de cada parcela da matinha nebular do Morro da Igreja, em Urubici.

1 a 20 = parcelas 1 a 20; **dp** = desvio padrão; **CV** = coeficiente de variação (%); **Mata** e **Campo**, amostras tomadas a 2 km das parcelas, em **MN** e vegetação **camp**estre (supostamente antrópica), respectivamente. P, K, S, Zn, Cu, B e Mn, em mg/l; Al, Ca e Mg trocáveis, Al+H e CTC (capacidade de troca de cátions), em $cmol_c/l$; Bases-%CTC e Al-%CTC = percentagem de saturação da CTC por bases e por Al, respectivamente; Declividade, Areia Grossa e Fina, Silte e Argila, em %; Pedra Grande (≥25 cm na maior dimensão) e Pequena (10-24 cm), número de pedras na superfície do solo; Profundidade, em cm.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	média	dp	CV	Mata	Campo
pH em água	3,9	3,9	3,9	3,8	3,9	4,0	4,1	3,9	4,3	4,1	4,0	4,1	4,3	3,9	3,8	4,0	4,0	4,0	4,1	3,9	4,0	0,1	3	4,0	4,6
pH-SMP	3,9	4,0	4,0	3,9	3,9	4,0	4,1	4,1	4,4	4,2	4,3	4,2	4,5	4,0	3,9	4,1	4,1	4,3	4,3	4,1	4,1	0,2	5	4,1	4,4
P	18,0	14,0	15,0	18,0	13,0	11,0	19,0	25,0	23,0	12,0	16,0	24,0	9,5	19,0	21,0	7,7	10,0	9,4	9,2	11,0	15,2	5,4	36	34,0	43,0
K	114	121	121	127	93	117	149	174	118	119	125	121	73	139	187	87	100	108	100	130	121	27	22	106	80
% MO	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	9,3	>10	>10	>10	>10	>10			>10	9,4
Al-trocável	7,0	7,1	7,3	7,0	7,4	7,3	5,3	4,1	4,0	5,4	4,4	4,4	3,8	5,1	5,4	5,7	5,6	5,0	5,2	5,5	5,6	1,2	21	5,4	3,4
Ca-trocável	0,9	0,7	0,7	1,1	0,3	0,3	0,9	1,3	0,7	0,6	0,7	0,6	1,1	1,8	1,0	0,2	0,4	0,5	0,4	1,5	0,8	0,4	50	1,0	0,4
Mg-trocável	0,5	0,5	0,4	0,5	0,4	0,3	0,5	0,6	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5	0,7	0,6	0,3	0,3	0,3	0,3	0,7	0,5	0,1	20	0,5	0,2
Al+H	23,7	21,7	21,7	23,7	23,7	21,7	19,8	19,8	15,1	18,1	16,5	18,1	13,8	21,7	23,7	19,8	19,8	16,5	16,5	19,8	19,8	3,0	15	19,8	15,1
CTC	25,4	23,2	23,1	25,7	24,7	22,6	21,6	22,2	16,5	19,4	18,0	19,5	15,6	24,6	25,8	20,5	20,8	17,6	17,5	22,4	21,3	3,2	15	21,6	15,9
Bases-%CTC	7	7	6	8	4	4	8	11	8	7	8	7	11	12	8	4	5	6	5	11	7	2	29	8	5
Al-%CTC	27,5	30,6	31,6	27,3	30,0	32,3	24,5	18,5	24,2	27,8	24,5	22,6	24,3	20,8	20,9	27,7	27,0	28,3	29,7	24,6	26,2	3,8	14	25,0	21,3
S	13	15	15	13	15	15	16	11	14	15	12	11	12	16	20	12	13	11	12	11	14	2	14	16	17
Zn	2,0	2,2	2,5	2,0	2,2	2,4	2,2	3,1	2,2	2,3	2,2	2,2	1,9	3,7	2,9	2,1	1,7	1,8	1,7	2,9	2,3	0,5	22	3,2	4,5
Cu	0,5	0,4	0,3	0,4	0,5	0,3	0,5	0,7	0,5	0,3	0,8	0,7	0,3	0,6	0,9	1,4	0,9	1,2	0,9	0,9	0,7	0,3	43	0,3	0,3
B	0,8	0,9	0,8	0,9	0,9	0,9	0,4	0,8	0,6	0,9	0,8	0,8	0,6	0,9	0,9	0,6	0,7	0,9	0,5	0,8	0,8	0,2	25	0,8	0,4
Mn	7	10	8	7	8	5	11	39	15	11	19	27	11	21	23	11	8	15	9	27	15	9	60	13	11
Declividade	18,0	16,5	16,0	16,5	16,0	14,5	7,5	10,0	14,0	8,5	11,5	14,5	11,0	15,0	17,5	11,0	11,0	8,5	13,0	10,0	13,0	3,2	25	19,0	4,0
% água	62,3	59,7	61,2	60,8	59,1	55,9	62,2	64,5	63,3	61,1	60,1	63,2	63,5	66,9	62,2	50,4	55,4	57,5	55,0	58,8	60,2	3,9	6	69,4	53,0
Areia Grossa	32	31	32	32	26	29	27	31	23	33	21	30	37	35	26	14	17	14	19	15	26	7	27	31	28
Areia Fina	2	2	1	2	1	2	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	100	8	8
Silte	38	39	37	34	41	35	44	39	44	37	47	44	36	41	44	42	43	48	38	43	41	4	10	34	37
Argila	28	28	30	32	32	34	28	28	32	29	31	25	25	23	29	43	39	37	41	41	32	6	19	27	27
Pedra grande	4	2	0	1	0	3	5	18	9	11	7	11	27	6	9	6	17	5	16	5	8	7	88		
Pedra pequena	11	4	0	0	4	2	3	10	3	4	6	1	8	3	4	7	6	5	8	6	5	3	60		
Profundidade	53	49	54	55	53	52	45	40	47	57	62	53	63	60	34	52	44	48	40	51	51	8	16		

Tabela 5.17 – Características do solo superficial de cada parcela da matinha nebular da Serra do Rio do Rastro, em Bom Jardim da Serra.

1 a 22 = parcelas 1 a 22; **dp** = desvio padrão; **CV** = coeficiente de variação (%); **Cp** e **Cd**, amostras tomadas em áreas de campo (supostamente antrópico) próximo (2 m) à MN e distante (0,5 km) dela, respectivamente. P, K, S, Zn, Cu, B e Mn, em mg/l; Al, Ca e Mg trocáveis, Al+H e CTC (capacidade de troca de cátions), em $cmol_c/l$; Bases-%CTC e Al-%CTC = percentagem de saturação da CTC por bases e por Al, respectivamente; Declividade, Areia Grossa e Fina, Silte e Argila, em %; Pedra Grande (≥25 cm na maior dimensão) e Pequena (10-24 cm), número de pedras na superfície do solo; Profundidade, em cm.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	média	dp	CV	Cp	Cd
pH em água	3,4	3,3	3,4	3,4	3,6	3,8	3,5	3,8	3,7	3,6	3,4	3,8	3,5	3,5	3,3	3,7	3,8	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	0,2	6	4,0	4,6
pH-SMP	3,4	3,5	3,4	3,4	3,8	3,8	3,7	4,0	3,9	3,7	3,5	3,9	3,6	3,4	3,4	3,9	3,8	3,8	3,4	3,7	3,7	3,5	3,6	0,2	6	3,8	3,9
P	8,4	7,0	4,5	6,6	6,5	4,3	5,2	5,6	5,4	4,9	7,9	3,0	5,4	16,0	8,0	8,4	4,1	7,5	17,0	6,5	9,1	17,0	7,7	4,0	52	4,7	3,1
K	148	103	98	88	87	83	78	62	68	96	138	66	95	114	104	75	72	110	138	80	113	113	97	24	25	98	111
% MO	>10	>10	>10	>10	>10	9,7	9,4	8,7	>10	>10	>10	7,7	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10	>10			>10	>10
Al-trocável	7,1	7,0	7,1	6,8	6,5	6,1	6,0	4,6	5,8	5,8	7,1	5,7	7,4	6,2	7,2	5,5	7,0	6,8	8,0	6,8	6,3	7,2	6,5	0,8	12	6,7	7,7
Ca-trocável	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,3	0,2	0,3	0,6	0,5	0,5	0,5	0,7	0,6	0,5	0,4	0,4	0,1	25	0,8	0,4
Mg-trocável	0,5	0,4	0,5	0,4	0,3	0,3	0,4	0,4	0,2	0,3	0,6	0,3	0,3	0,3	0,5	0,3	0,2	0,3	0,9	0,4	0,5	0,4	0,4	0,2	50	0,4	0,4
Al+H	37,3	34,0	37,3	37,3	26,0	26,0	28,4	21,7	23,7	28,4	34,0	23,7	31,1	37,3	37,3	23,7	26,0	26,0	37,3	28,4	28,4	34,0	30,3	5,5	18	26,0	23,7
CTC	38,6	35,0	38,3	38,1	26,7	26,8	29,3	22,7	24,3	29,3	35,4	24,5	31,9	38,2	38,6	24,7	26,9	27,1	39,2	29,6	29,7	35,1	31,4	5,6	18	27,4	24,8
Bases-%CTC	3	3	3	2	3	3	3	4	2	3	4	3	2	2	4	4	3	4	5	4	4	3	3	1	33	5	4
Al-%CTC	18,4	20,0	18,5	17,9	24,3	22,8	20,5	20,3	23,9	19,8	20,0	23,2	23,2	16,2	18,6	22,2	26,1	25,1	20,4	22,9	21,2	20,5	21,2	2,5	12	24,4	31,0
S	15,0	13,0	20,0	8,7	16,0	15,0	20,0	14,0	15,0	14,0	12,0	16,0	14,0	8,1	9,6	11,0	9,6	8,2	6,6	11,0	10,0	17,0	12,9	3,7	29	8,6	4,4
Zn	2,0	1,4	1,7	1,5	1,6	1,0	1,5	1,0	0,8	1,2	4,0	0,9	1,1	1,4	1,5	1,2	1,1	1,4	1,8	1,0	1,3	1,1	1,4	0,6	43	1,6	1,1
Cu	3,0	2,9	2,8	2,3	4,1	3,4	4,0	3,0	1,8	2,6	1,6	4,6	1,2	1,0	2,5	1,5	1,4	2,3	0,7	1,3	2,4	0,9	2,3	1,1	48	1,4	0,2
B	1,0	0,9	0,8	0,9	0,6	0,6	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,5	0,7	0,6	0,8	1,0	0,8	1,0	0,7	0,7	0,8	0,8	0,8	0,1	13	0,5	0,5
Mn	16	8	13	3	5	6	4	10	2	9	26	15	3	4	9	5	2	2	8	5	8	3	8	6	75	2	6
Declividade	2,5	0,0	5,0	6,0	4,0	5,5	8,0	16,0	6,5	9,0	11,0	15,0	7,0	11,0	15,5	13,0	5,5	10,0	14,0	15,0	8,5	17,0	9,3	4,8	52	5	3
% água	56,5	53,3	54,4	59,7	51,5	51,6	47,7	52,9	55,1	50,6	51,6	49,2	53,7	62,3	55,0	60,0	58,9	66,1	60,5	52,0	59,5	59,9	55,5	4,7	8	46,5	45,4
Areia Grossa	14	16	14	21	12	15	11	14	13	13	16	13	18	29	18	14	14	8	21	17	16	13	16	4	25	9	11
Areia Fina	1	1	1	1	2	3	1	1	1	2	1	4	1	1	2	1	2	1	1	2	1	1	1	1	100	2	1
Silte	48	40	44	41	39	35	47	42	43	40	40	50	36	35	34	45	36	63	44	33	39	46	42	7	17	45	60
Argila	37	43	41	37	47	47	41	43	43	45	43	33	45	35	46	40	48	28	34	48	44	40	41	5	12	44	28
Pedra grande	1	3	7	14	8	3	9	9	6	18	25	12	2	7	11	19	0	4	1	3	5	16	8	7	88		
Pedra pequena	0	0	3	6	4	2	2	2	2	7	12	5	2	1	4	4	1	1	1	2	3	2	3	3	100		
Profundidade	52	51	48	42	59	50	56	47	43	54	55	70	56	49	51	68	65	53	61	61	56	47	54	8	15		

alii 1999:98). A espessura do horizonte A em geral variou de 20 a 35 cm, enquanto a do B não chegou a ser avaliada, mas pareceu pequena em vários pontos, com transição evidente para o horizonte C. O horizonte A apresentou baixo peso específico e estrutura fraca, enquanto o B era plástico e pegajoso, tinha textura muito argilosa e estrutura muito pouco desenvolvida, com aspecto maciço na maior parte dos locais, o que, segundo Jungblut & Pinto (1997:64), indica o estágio de desenvolvimento incipiente deste horizonte. Ker *et alii* (1986:463-5) apresentam descrições morfológicas e análises químicas, físicas e mineralógicas detalhadas de 2 perfis deste tipo (mas feitos em solos sob vegetação campestre). Rambo (1951:80) já diferenciava o "solo preto, pouco profundo e fortemente turfoso ... na porção oriental extrema do planalto", coberto por MNs, campos e pinhais, de outros tipos de solos (pardos, vermelhos, cinzentos) do RS, também derivados de rochas vulcânicas.

Alguns locais destas MNs, fora das parcelas, apresentavam solo do tipo Litossolo Álico, com horizonte A bem menos profundo e assentado diretamente sobre a rocha, caracterizando solos rasos a pouco profundos, denominados "Litólicos Húmicos hálicos" por Ker *et alii* (1986:478). O caráter álico de ambos os tipos de solo da MN é dado pelo teor de Al ser superior à soma dos cátions básicos (Jungblut & Pinto 1997), além de os critérios de Prado (1996) também serem atendidos: valores de pH em água sempre inferiores a 5 e a saturação por bases inferior a 10% (as exceções foram 4 parcelas do Morro da Igreja, que tiveram 11 e 12% de saturação) – ver Tabelas 5.16 e 5.17 e comentários abaixo. Os cambissolos também foram predominantes nos estudos de Ghani *et alii* (1995) e Rocha & Ghani (1995), em um parque com MNs no Paraná, embora o substrato geológico ali seja diferente (granito e migmatito).

As coletas de solo superficial em cada parcela, no Morro da Igreja (Tabela 5.16), apresentaram valores constantemente altos de matéria orgânica (todos acima de 9% e apenas um abaixo de 10%) e constantemente baixos de pH (nenhum acima de 4,5; extremamente ácidos, cf. Embrapa 1999, seu apêndice D) em todas as parcelas, mas houve significativa variabilidade interparcelas na maioria dos demais parâmetros pedológicos avaliados. Entre as propriedades químicas mais variáveis, destacam-se especialmente os teores de Ca, Mn e Cu, com grandes amplitudes de 0,2-1,8 $cmol_c/l$, 5-39 mg/l e 0,3-1,4 mg/l respectivamente. O P disponível, um dos mais críticos elementos para as plantas, variou entre 8 e 25 mg/l, mas o total de P no solo não é conhecido; os extratores químicos usados nas análises atuam sobre a forma lábil do P, mas não sobre as frações orgânicas dele, as quais podem atingir até 90% do P total em solos de maior altitude, contribuem para a disponibilidade de P e não são quantificadas pelas análises tradicionais (Rheinheimer *et alii* 1999). Quanto às características físicas, houve um predomínio da fração granulométrica silte em 90% das parcelas, com valores bastante constantes em torno dos 40% (amplitude de 34-48%), ficando a fração argila em posição intermediária quanto a teores e variabilidade (amplitude de 23-43%), enquanto a fração areia apresentou os menores valores e a maior variação (amplitude de 15-39%). Os teores de água foram bastante homogêneos, exatamente o contrário da pedregosidade (amplitude de 0-27 pedras grandes), a característica mais variável de todos os fatores pedológicos analisados.

Na Serra do Rio do Rastro (Tabela 5.17), os valores de acidez ativa (pH) foram muito baixos, ainda mais que no Morro da Igreja, embora também bastante constantes, e os teores de matéria orgânica também foram constantemente altos, embora 4 tenham sido inferiores a 10%. Entre as características químicas mais variáveis, os conteúdos de P, Mg, Cu e especialmente Mn destacaram-se com grandes amplitudes de 3-17 mg/l, 0,2-0,9 $cmol_c/l$, 0,7-4,6 mg/l e 2-26 mg/l, respectivamente. Os níveis de P são especialmente dignos de atenção, pois são baixos na maioria das parcelas e talvez limitantes para o desenvolvimento de espécies mais exigentes neste elemento, embora novamente a inexistência de dados sobre o P total dificulte maiores conclusões. As distribuições granulométricas mostram uma grande semelhança entre as frações dominantes (silte e argila), com amplitudes de 33-63% e 33-48%, respectivamente, enquanto a fração areia foi constantemente a que apresentou menores teores em todas as parcelas (amplitude de 9-30%). Outras propriedades foram mais variáveis, como a pedregosidade e a declividade, enquanto os teores de água foram bastante homogêneos novamente.

A comparação entre os valores médios das duas áreas (Tabela 5.18) mostra diferenças muito significativas ($p<0,01$) na maioria (17) das características: na Serra do Rio do Rastro, os solos são mais ácidos, têm teores menores de areia grossa, K e Zn, cerca da metade dos valores de P, Ca, Mn e da saturação por bases, maiores teores de argila (e água??) e Al-trocável, menores saturação por Al e declividade, maiores acidez total (Al+H) e CTC e mais que o triplo de Cu, em relação aos solos do Morro da Igreja. Diferenças significativas ($p<0,05$), mas quase no limite da significância estatística e não convincentes, ocorreram no conteúdo de Mg e na quantidade de pedras pequenas, ambos maiores no

Tabela 5.18 – Média (e desvio padrão, dp) das características do solo superficial das parcelas da matinha nebular do Morro da Igreja (Igr, n=20), em Urubici, e da Serra do Rio do Rastro (BJS, n=22), em Bom Jardim da Serra, e de amostras do solo campestre destas áreas.
BCp e **BCd**, amostras tomadas em área de campo (supostamente antrópico) em BJS próximo (2 m) à matinha e distante (0,5 km) dela, respectivamente; **ICp**, amostra de campo em Igr próximo à matinha; **t calc** = t calculado para diferenças entre Igr e BJS; **sign.** = nível de significância destas diferenças: ns = não significativo, * = 0,05, ** = 0,01; t(40): 0,05=2,01, 0,01=2,70. P, K, S, Zn, Cu, B e Mn, em mg/l; Al, Ca e Mg trocáveis, Al+H e CTC (capacidade de troca de cátions), em $cmol_c/l$; Bases-%CTC e Al-%CTC = percentagem de saturação da CTC por bases e por Al, respectivamente; Declividade, Areia Grossa e Fina, Silte e Argila, em %; Pedra Grande (≥25 cm na maior dimensão) e Pequena (10-24 cm), número de pedras na superfície do solo; Profundidade, em cm.

Características	Igr	dp	BJS	dp	BCp	BCd	ICp	t calc	sign.
pH em água	4,0	0,1	3,5	0,2	4,0	4,6	4,6	10,4	**
pH-SMP	4,1	0,2	3,6	0,2	3,8	3,9	4,4	8,1	**
P	15,2	5,4	7,7	4,0	4,7	3,1	43,0	5,1	**
K	121,2	27	97	24	98	111	80	3,1	**
% MO	>10		>10		>10	>10	9,4		
Al-trocável	5,6	1,2	6,5	0,8	6,7	7,7	3,4	2,8	**
Ca-trocável	0,8	0,4	0,4	0,1	0,8	0,4	0,4	4,3	**
Mg-trocável	0,5	0,1	0,4	0,2	0,4	0,4	0,2	2,1	*
Al+H	19,8	3,0	30,3	5,5	26,0	23,7	15,1	7,8	**
CTC	21,3	3,2	31,4	5,6	27,4	24,8	15,9	7,3	**
Bases-%CTC	7	2	3	1	5	4	5	7,1	**
Al-%CTC	26,2	3,8	21,2	2,5	24,4	31,0	21,3	5,0	**
S	14	2	12,9	3,7	8,6	4,4	17	1,2	ns
Zn	2,3	0,5	1,4	0,6	1,6	1,1	4,5	5,3	**
Cu	0,7	0,3	2,3	1,1	1,4	0,2	0,3	6,6	**
B	0,8	0,2	0,8	0,1	0,5	0,5	0,4	0,0	ns
Mn	15	9	8	6	2	6	11	3,0	**
Declividade	13,0	3,2	9,3	4,8	5	3	4	3,0	**
% água	60,2	3,9	55,5	4,7	46,5	45,4	53,0	3,5	**
Areia Grossa	26	7	16	4	9	11	28	5,3	**
Areia Fina	1	1	1	1	2	1	8	0,0	ns
Silte	41	4	42	7	45	60	37	0,6	ns
Argila	32	6	41	5	44	28	27	5,2	**
Pedra grande	8	7	8	7				0,0	ns
Pedra pequena	5	3	3	3				2,3	*
Profundidade	51	8	54	8				1,3	ns

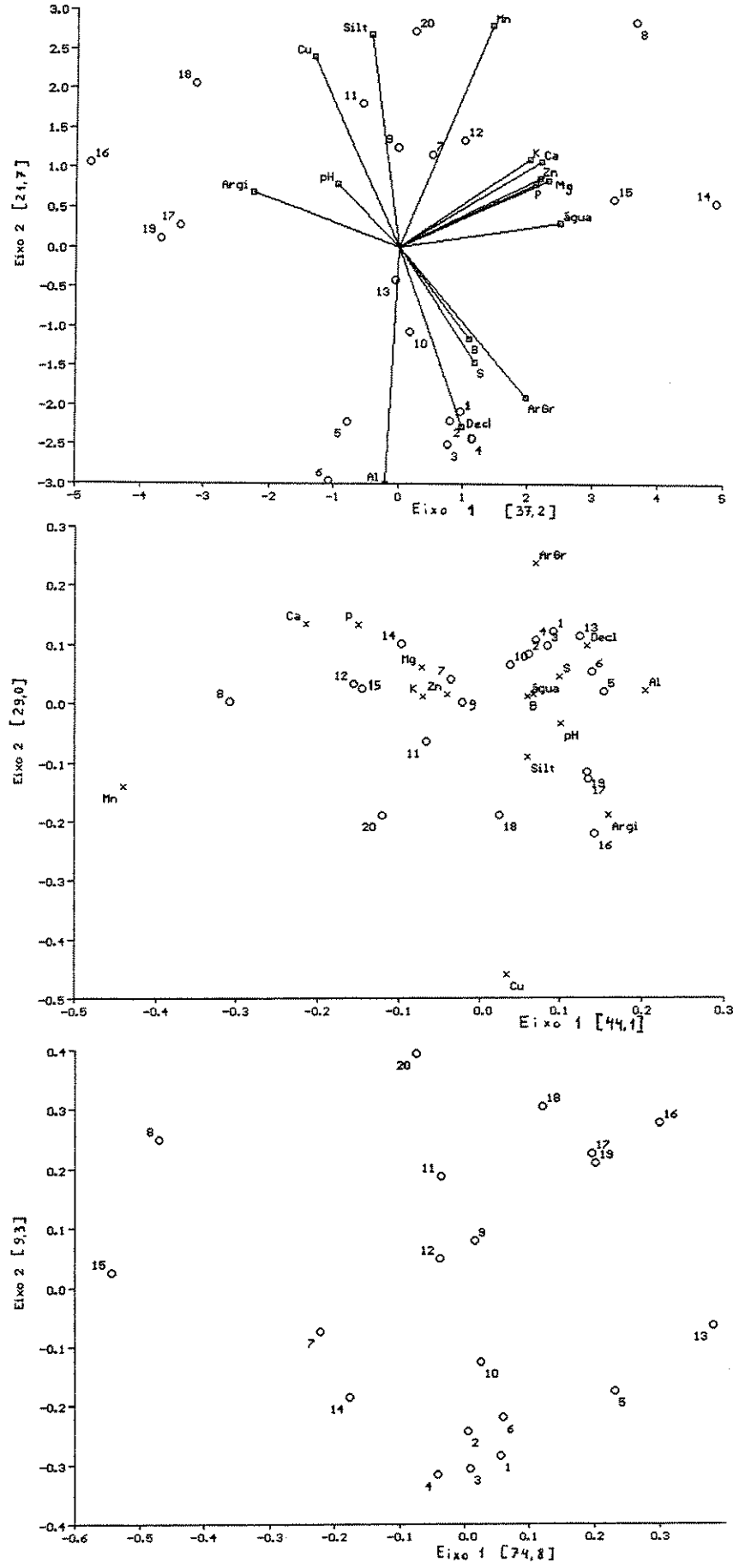


Figura 5.12 - Ordenação das parcelas (1 a 20) no Morro da Igreja, de acordo com características pedológicas. a) Análise de Componentes Principais; b) Análise de Correspondência; c) PCO. Para o significado dos parâmetros abreviados, ver Tabela 5.18.

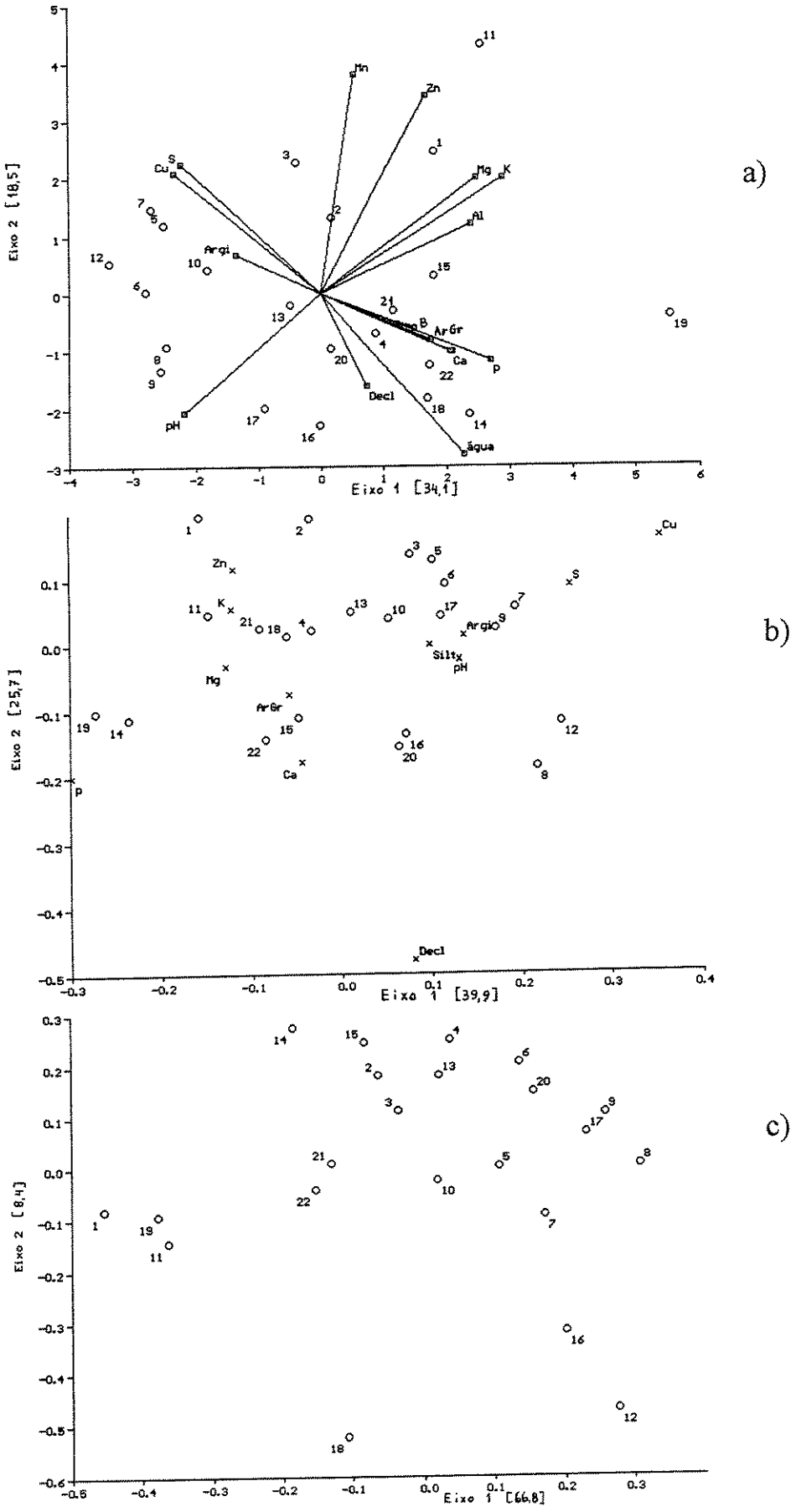


Figura 5.13 - Ordenação das parcelas (1 a 22) na Serra do Rio do Rastro, de acordo com características pedológicas. a) Análise de Componentes Principais; b) Análise de Correspondência; c) PCO. Para o significado dos parâmetros abreviados, ver Tabela 5.18.

Morro da Igreja. Os valores de matéria orgânica (MO), S, B, areia fina e silte, além da quantidade de pedras grandes e profundidade, foram similares nas duas áreas.

Os solos da Serra do Rio do Rastro possuem mais Al-trocável e bem mais Al+H que os do Morro da Igreja, mas a saturação da CTC por Al é menor na primeira área, como também a saturação por bases, ambas porque a CTC é maior (determinada por haver mais H, confirmada pelo menor pH) e, no caso das bases, ainda há a influência de elas estarem em menor quantidade (K e Ca) que no Morro da Igreja. No Morro da Igreja, a saturação por bases é maior, pois há maior quantidade de K e Ca trocáveis e a CTC é menor, sendo a saturação por Al também maior por causa desta baixa CTC e da menor quantidade de H.

Em relação à análise granulométrica, as diferenças entre as áreas ocorreram exclusivamente nas duas frações mais extremas (argila e areia grossa), enquanto as frações intermediárias apresentaram-se similares. Pode-se tentar associar isto à declividade, maior na amostragem do Morro da Igreja, que poderia ter contribuído para um maior arraste de partículas finas para áreas mais baixas, causando uma maior representação das partículas mais grosseiras, o que seria bem menos acentuado na área amostrada na Serra do Rio do Rastro.

As análises usando técnicas de ordenação (AC e ACP, sendo esta última mais indicada que a primeira para estes dados pedológicos) mostraram resultados interessantes para o Morro da Igreja, mas a grande variação pedológica registrada entre as parcelas da Serra do Rio do Rastro não pôde ser muito adequadamente explicada por tais técnicas. De modo geral, a AC e a ACP das parcelas do Morro da Igreja indicaram uma certa diferenciação entre os 3 módulos de parcelas e ordenaram-nas por suas características físico-químicas, mas geralmente mantendo tais agrupamentos, formados por uma ou poucas características identificadas pelo posicionamento junto às parcelas na Figura 5.12. Os 2 primeiros eixos destas análises foram bastante significativos, acumulando 60-70% da variação. Como seria esperado que solos com maior percentagem de argila tivessem maior capacidade de armazenamento de água, chama atenção o teor de argila ficar distante da percentagem de água nas ACP das duas áreas (decorrente de a correlação entre tais características ser $r = -0,52$ na Serra do Rio do Rastro e $r = -0,88$ no Morro da Igreja, onde a percentagem de água ainda teve $r = 0,72$ com areia grossa, o que é inesperado e ainda inexplicável), só que isto não foi tão evidente na AC, onde as duas características estão relativamente próximas entre si. Também a PCO (com distância euclidiana simples) nesta área evidenciou de certo modo os 3 módulos (Figura 5.12.c), mas o eixo 2 não foi significativo, o mesmo ocorrendo com a PCO da Serra do Rio do Rastro (Figura 5.13.c, também com a distância euclidiana simples).

Na Serra do Rio do Rastro, os 2 primeiros eixos das AC e ACP foram menos informativos, a ordenação foi menos constante e poucos grupos de parcelas foram repetidos sob diferentes conjuntos de características consideradas ou sob distintos métodos (ver Figura 5.13).

Tanto no Morro da Igreja quanto na Serra do Rio do Rastro, tentativas (não mostradas aqui) de analisar isoladamente apenas características químicas ou somente propriedades físicas do solo foram muito pior sucedidas que as tentativas feitas usando todas elas ou combinações destes 2 tipos de parâmetro.

Rosário (2001:81) encontrou uma tendência de menores concentrações de Al estarem associadas a teores mais elevados de MO, Ca e Mg, em solos de pinhais no RS. Nas MNs que amostramos, os teores de MO foram constantemente elevados, sob maiores ou menores teores de Al, enquanto a variação das concentrações de Al, Ca e Mg não pareceu mostrar uma tendência evidente entre tais elementos. Isto é percebido na ordenação para as parcelas da Serra do Rio do Rastro, onde Al e Mg estão mais próximos que Mg e Ca (Figura 5.13.a), enquanto as ordenações das parcelas do Morro da Igreja já mostram uma certa associação entre Ca e Mg e um relativo distanciamento deles para Al (Figura 5.12), embora a inspeção dos valores não pareça indicar isto muito nitidamente e nem a Figura 5.14.b.

A análise conjunta dos dados pedológicos das duas áreas de modo geral confirmou as diferenças entre elas, segregando os 2 grupos de parcelas na ACP e na AC quando utilizamos as 25 características pedológicas das Tabelas 5.16 e 5.17 (a percentagem de MO foi excluída; análises não mostradas), mas algumas parcelas ficavam em zonas intermediárias ou duvidosas, caso da 14 da Serra do Rio do Rastro e da 16 do Morro da Igreja (Figura 5.14), quando eliminamos algumas características e reduzimos o número de parâmetros. Embora os 2 primeiros eixos da AC tenham sido bem mais representativos da variação que os da ACP, acumulando mais de 70% dela, enquanto os da última só expressam 58% dela, a interpretação da ACP é bem mais informativa, repetindo mais evidentemente a correlação negativa entre teor de argila e percentagem de água, bem como entre pH e Al, as quais ficam pouco salientes ou até perdidas na AC. Por

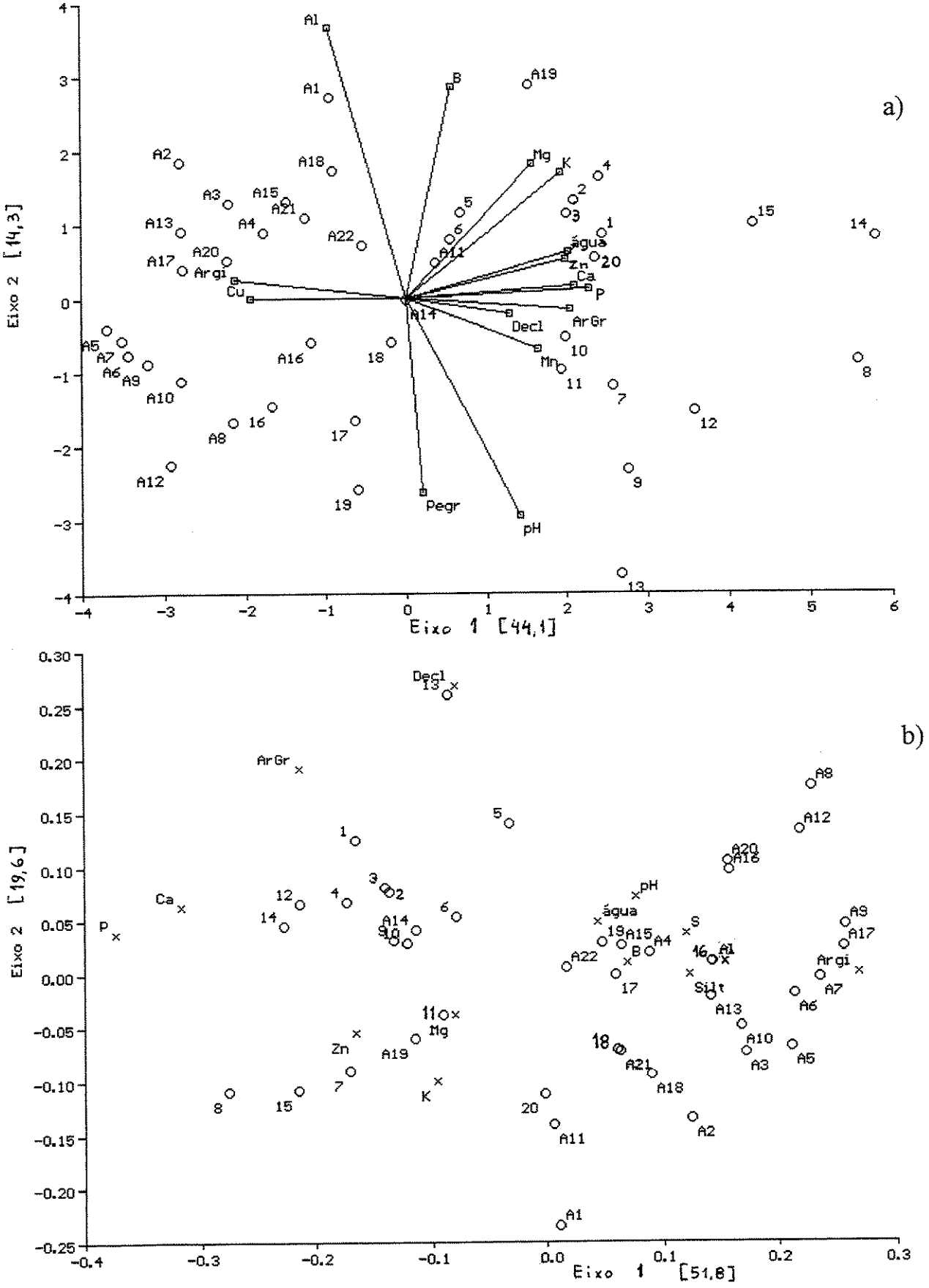


Figura 5.14 - Ordenação conjunta das parcelas no Morro da Igreja (1 a 20) e na Serra do Rio do Rastro (A1 a A22), de acordo com características pedológicas. a) Análise de Componentes Principais; b) Análise de Correspondência. Para o significado dos parâmetros abreviados, ver Tabela 5.18.

outro lado, as íntimas relações entre P e Ca e entre K e Mg foram consistentemente expressadas em ambas as análises.

A principal limitação de uso destes solos é sua baixa fertilidade, mas a combinação dos fatores baixa temperatura com geadas e nevoeiros freqüentes e nevadas ocasionais, alto índice de precipitação pluviométrica e elevada umidade relativa do ar, bem como pedregosidade, restrita possibilidade de mecanização e relevo declivoso, reduzem ainda mais o seu potencial de uso (Ker *et alii* 1986:463).

A inclusão da frase citada no início desta seção, feita por exclusiva escolha de um dos autores (DBF), reflete uma autocrítica deste sobre a escolha das características e dos métodos para analisar o solo das MNs. Mesmo reconhecendo a necessidade de se obter as informações numéricas aqui apresentadas, já que são dados tradicionais em qualquer estudo pedológico e necessários para comparações com os solos de outras MNs e de outras formações vegetacionais, acredito (DBF) que um direcionamento diferente ou complementar, sem tanta preocupação com os valores quantitativos aqui expostos, poderia fornecer informações talvez mais valiosas sobre a origem e história do desenvolvimento de cada comunidade amostrada. Isto poderia ser tentado através de mais escavações em pontos espalhados em toda a comunidade, e não exclusivamente nas parcelas, tentando encontrar áreas mais antigas e outras mais jovens da MN instalada, bem como prováveis diferenças vinculadas aos diferentes tipos de relevo e escoamento da água na área, bem como pontos junto aos paredões e outros mais afastados destes. Este tipo de exploração no mínimo poderia dar uma visão mais ampla sobre a variação da profundidade e dos perfis do solo sob as MNs estudadas fitossociologicamente, bem como poderia encontrar outros tipos de parâmetro (presença e quantidade de grupos animais, de restos vegetais, de água subsuperficial, profundidade das raízes, etc.) com possível utilidade na interpretação do solo e de sua influência sobre a comunidade de plantas nele instalada. Este parágrafo também pode ser visto como o arrependimento tardio de um graduado em agronomia (DBF) que tem/teve grande interesse em aspectos (micro)biológicos do solo, como muito bem explorados por Ettema & Wardle (2002), mas que se rendeu às "facilidades" das análises meramente laboratoriais, basicamente químicas e convencionais.

5.9. Considerações sobre algumas relações entre solo e vegetação

"... science is still in the dark about what goes on in soil ..." (Powledge 1998:348).
[A ciência ainda está "no escuro" sobre o que acontece no solo ...]

Grubb (1977b), Tanner (1977), Silver (1994; *et alii* 1994, 1996), Smethurst (2000, e referências aí citadas) e Frizano *et alii* (2002) fazem importantes considerações sobre problemas e dificuldades nas avaliações de nutrientes dos solos, quando relacionados à vegetação e especialmente à sua disponibilidade para as plantas. Na verdade, as análises de solo convencionais nos dizem **muito pouco** sobre o suprimento de nutrientes minerais para as plantas (Grubb 1977b, negrito nosso). Apesar disto, acreditamos que algumas hipóteses podem ser aqui levantadas, com base nos dados que obtivemos, apesar da aparentemente baixa correlação entre distribuição de espécies e concentrações de elementos, bem como da grande variação encontrada em várias características pedológicas. A comprovação de tais hipóteses exigirá uma amostragem muito maior, análises de tecidos vegetais e experimentos com controle dos fatores e repetições, o que está muito além das pretensões deste nosso trabalho.

Os processos funcionais decisivos na interface planta-solo incluem a captura de nutrientes liberados pelo intemperismo, a retenção de nutrientes nos sítios de troca do solo e na matéria orgânica, a transferência de nutrientes dentro de e entre reservatórios ("pools") bióticos e abióticos, e a recaptura de nutrientes liberados pela decomposição; uma das características mais conspícuas desta interface é a grande massa de raízes finas, responsáveis pela absorção de nutrientes, nos horizontes superficiais do solo das matas tropicais (Silver *et alii* 1996). Por outro lado, a interface planta-atmosfera também é muito importante nas relações entre solo e vegetação, pois nela pode ocorrer aquisição de nutrientes através da interceptação da umidade das nuvens e neblinas, da água da chuva e por fixação direta da atmosfera, aspectos em que os epífitos, tanto vasculares quanto avasculares, contribuem bastante. Neste caso, os epífitos são importantes na retenção de nutrientes e no armazenamento de água rica em nutrientes, que poderiam ser perdidos por lixiviação, mas permanecem na vegetação devido aos epífitos (Silver *et alii* 1996), vindo a incorporar-se ao solo após a morte destes.

Matlack (1994:120) encontrou pouca influência da profundidade e do pH do solo sobre a distribuição de ervas, arbustos e plântulas de árvores na borda de mata temperada decídua nos EUA, apesar de a maior parte da bibliografia mostrar a importância destes fatores para espécies florestais; o autor acredita que tal importância tenha sido sobrepujada pela ampliação dos gradientes microclimáticos nestes sítios perturbados, onde apenas 3 espécies (das 15, e em apenas um sítio dos 4 analisados) pareceram ter sua orientação em relação à margem determinada pelo pH do solo. Em relação às bordas de mata temperada decídua, o fato de uma espécie ser comum pode indicar resiliência na resposta às perturbações; espécies menos comuns podem responder menos favoravelmente à proximidade da borda da mata (Matlack 1994), o que dificulta a interpretação das respostas de diferentes espécies aos aspectos pedológicos.

Ao contrário, Jose *et alii* (1996) mostraram que os fatores pedológicos possuem importante influência na regeneração florestal, talvez muito maior que os fatores microclimáticos, pois N e umidade do solo foram os fatores mais determinantes, enquanto a luz foi apenas o terceiro mais importante, embora inicialmente se esperasse que ela seria o fator mais decisivo; a umidade do solo foi o fator mais importante tanto para o dossel (DAP>5 cm) quanto para a submata (arvoretas e arbustos com DAP<5 cm), nesta última juntamente com o N total. Qualquer perturbação que exponha significativamente o solo da floresta, diminuindo a sua umidade e alterando seu status de nutrientes, pode afetar adversamente a regeneração de muitas espécies da mata indiana, mesmo que a resposta destas espécies possa variar em função da natureza, intensidade e duração da perturbação (Jose *et alii* 1996). Aumentos significativos do C orgânico e do N do solo indicaram maior fertilidade do solo no interior da mata comparado com a borda, sendo que estes aumentos seriam determinados especialmente pela umidade do solo (C e N) e atmosférica (C), sugerindo que a mineralização do N esteja intimamente associada à disponibilidade de água, indicando a influência dos fatores microclimáticos nas taxas de decomposição e, assim, de disponibilidade dos mesmos nutrientes (Jose *et alii* 1996).

Jose *et alii* (1996) afirmam ter encontrado significativa correlação negativa entre P disponível (valores de 0,02 a 0,05%) e pH (5,2 a 5,8) do solo, que indicaria uma maior disponibilidade de P sob menor pH; na verdade, porém, a disponibilidade de P aumenta com o crescimento do pH da margem até 30 m de distância dela (sua fig.1), como seria esperado, mas a 45 m o P tem uma redução inexplicável de valores, enquanto o pH mantém-se em 5,6. Achamos mais provável que algum(ns) outro(s) fator(es) local(is) daquele ponto de 45 m possa(m) estar interferindo na disponibilidade de P do que acreditar na suposta "maior solubilidade do P sob menor pH", que contraria qualquer expectativa normal de vinculação entre estas características e que não foi explicada pelos autores. Esta mata, localizada a cerca de 2000 m de altitude, é relativamente baixa (as árvores não atingem seu máximo desenvolvimento ["stunted"], raramente ultrapassam 12 m e seus caules são cobertos por epífitos criptogâmicos e orquídeas), sem estratos distintos no dossel e com menores áreas peitorais, sendo classificada como temperada na introdução e tropical no resumo e título, o que parece muito sugestivo da MN sul-brasileira, inclusive pela contradição dos próprios autores quanto ao caráter tropical ou temperado da mata indiana, polêmica também encontrada entre diferentes autores que tentam definir o caráter temperado ou tropical das MNs ou da região dos Aparados (ver seção 4.12 no cap. 4).

Comparando os valores encontrados nos solos das MNs das duas áreas (Tabelas 5.16 e 5.17) com os encontrados nas tabelas de Tomé Jr. (1997) para os solos do RS e de SC, as quais permitem uma interpretação dos parâmetros do solo em relação às necessidades das principais plantas cultivadas no sul do Brasil, verifica-se que os valores de P são classificados como baixos a médios na Serra do Rio do Rastro e médios a suficientes no Morro da Igreja; os de K são classificados como suficientes a altos no Morro da Igreja e suficientes na Serra do Rio do Rastro; os valores de Al e Mn são altos em ambos os solos, enquanto os de B, Cu, Zn e S são suficientes e os teores de Ca são sempre baixos. Na Serra do Rio do Rastro, os teores de Mg são baixos em metade das parcelas e médios nas demais, sendo médios em 75% das parcelas no Morro da Igreja, mas baixos nas outras. Os valores de saturação por bases são baixíssimos, embora não haja tabela comparativa, e classifica tais solos como distróficos. Porém, todos os critérios para tais parâmetros foram determinados com base em algumas poucas espécies de pequeno porte mais cultivadas, sendo questionáveis até mesmo para tais espécies, e podem ser totalmente inadequados para espécies nativas florestais, especialmente arbóreas, que podem ter necessidades de nutrientes distintas, para sua maior acumulação de tecidos lenhosos, proporcionalmente muito menos presentes nas espécies agrícolas mais cultivadas.

Os valores constantemente baixos de pH e Ca, e elevados (e potencialmente prejudiciais) de Al e Mn, em ambas as áreas, e relativamente baixos de P e Mg na Serra do Rio do Rastro, representam uma combinação que provavelmente reduz o potencial de desenvolvimento da vegetação que cresce em tais condições, embora, para termos certeza disto, sejam necessários experimentos envolvendo as espécies nativas e níveis diferentes (mais altos e mais baixos que os encontrados) destes fatores, seguindo um cuidadoso delineamento experimental. Rosário (2001:81) especula sobre uma possível atuação como pioneiras por parte de espécies que apresentem "mecanismos mais eficientes de tolerância" ao Al, as quais poderiam criar "condições mais adequadas para o estabelecimento" de espécies menos tolerantes; porém, sua amostragem incluiu situações de borda e interior de pinhal, que acabam criando uma certa dificuldade na separação dos possíveis fatores determinantes da variação de seus parâmetros pedológicos, impossibilitando uma melhor avaliação desta hipótese, que também não pôde ser examinada por nosso trabalho, embora seja uma suposição interessante e plausível.

Ainda não fizemos uma análise mais profunda sobre as relações entre nossos dados vegetacionais e pedológicos, que será objeto de outro trabalho, mas um fator importante na distribuição das espécies arbóreas da MN dos Aparados parece ser a declividade, pois há forte correlação entre a distribuição de adultos das duas espécies dominantes no Morro da Igreja e a inclinação do terreno ocupado (Figura 5.15), com *Myrceugenia regnelliana* tendendo a possuir menor densidade em parcelas mais declivosas ($r = -0,69$), e *Drimys angustifolia* tendendo a apresentar maior densidade justamente nestas ($r = 0,59$). Esta relação já havia sido parcialmente percebida a campo, especialmente na parcela 14, onde nossas anotações indicavam que a metade superior dela era mais plana e dominada por *M. regnelliana*, e a metade inferior era mais íngreme e dominada por *D. angustifolia*. Na Serra do Rio do Rastro, a declividade também parece importante, embora sua influência talvez seja menor, já que a correlação com a densidade das espécies dominantes é bem menor ou até quase inexistente (com *Siphoneugena reitzii*, $r = -0,30$; com *Ilex microdonta*, $r = -0,06$); aí, houve uma certa tendência de *Ilex microdonta* dominar as parcelas em que a declividade era maior (Figuras 5.5 e 5.13.b), embora a relação não seja tão evidente como nas parcelas do Morro da Igreja.

A variação local do teor de umidade do solo parece ter uma influência pouco significativa sobre a distribuição dos indivíduos arbóreos das espécies dominantes no Morro da Igreja (correlação $r = 0,18$ com *D. angustifolia* e $r = -0,26$ com *M. regnelliana*) e na Serra do Rio do Rastro (correlação $r = 0,19$ com *Siphoneugena reitzii* e $r = -0,21$ com *Ilex microdonta*). Tanner (1977) também atribui pequena importância à variação do conteúdo hídrico do solo entre diferentes situações topográficas de matas altimontanas, pois nenhuma apresentara excesso ou severo estresse de água, ao contrário do afirmado por Wadsworth & Bonnet (1951) e Grubb (1971), que consideram o excesso de água uma característica ambiental muito importante na diferenciação de tipos florestais num gradiente altitudinal em montanhas. As áreas planas e alagadas ou mal-drenadas da mata nebular havaiana apresentavam solos com menor potencial de oxirredução, estandes com menor área peitoral média, menor índice de área foliar e maior grau de evitação do solo pelas raízes que áreas em encostas moderadas e bem-drenadas, sugerindo que a deficiência de oxigênio do solo pode reduzir a área foliar, mas a transpiração por unidade de área foliar não variou significativamente, mostrando comportamentos fisiológicos similares no nível de folha em ambos os tipos de área (Santiago *et alii* 2000). A sensibilidade à seca é maior nas ervas terrícolas, intermediária nos arbustos da submata e menor nas árvores, sendo que as profundas raízes de muitas árvores e trepadeiras protegem-nas contra déficits hídricos em períodos de seca, sendo especialmente claro que déficits hídricos sazonais contribuem para a mortalidade e para limitar a diversidade de epífitos, ervas terrícolas e arbustos da submata (Wright 1992).

A água disponível parece ser um sinal importante para o controle da proliferação de raízes e da velocidade e intensidade de flutuação da massa fúngica e microbiana, as últimas também influenciadas pelos ciclos de umedecimento e dessecamento, com diversos efeitos sobre a mineralização e perdas de nutrientes (Snedaker 1980, Lodge *et alii* 1994). Estes últimos aspectos têm grande importância na imensa maioria dos solos neotropicais, onde a disponibilidade de nutrientes também é muito influenciada pelos fungos micorrízicos, como mostram Janos (1980) e Landeweert *et alii* (2001). Nas MNs, em função da quase constante presença de umidade e da inexistência de uma estação seca definida, é possível que a variação hídrica do solo seja bem menor e menos significativa que em outras regiões e/ou formações vegetacionais, como os próprios campos, aparentemente com menores teores de água no solo que as MNs adjacentes (Tabela 5.18), o que também foi verificado por Ataroff & Rada (2000) na Venezuela, devido à

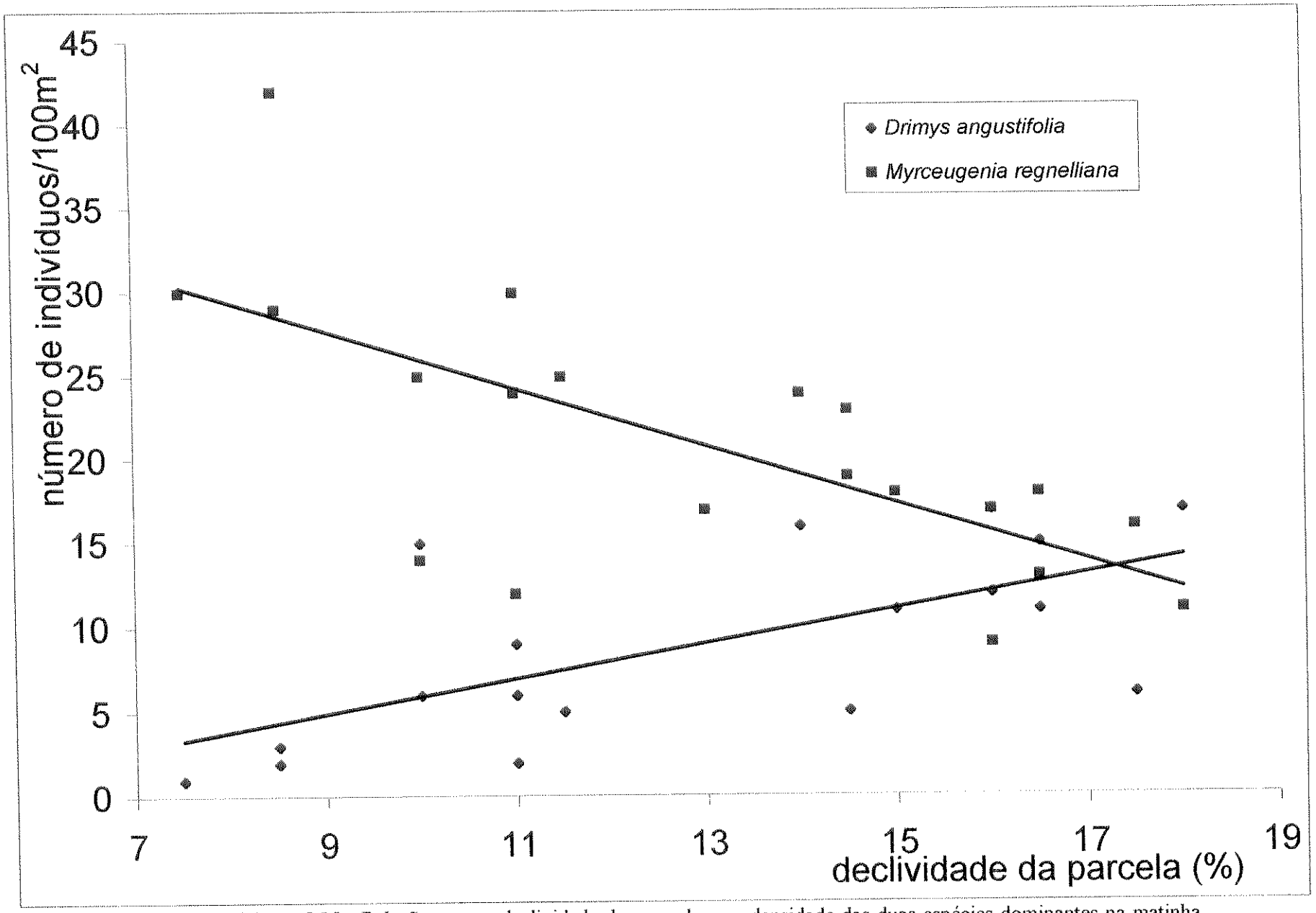


Figura 5.15 - Relação entre a declividade das parcelas e a densidade das duas espécies dominantes na matinha nebular do Morro da Igreja.

maior transpiração das pastagens e à menor entrada de água através da interceptação da neblina nestas últimas. No entanto, como nossos dados do teor da água do solo são apenas pontuais, não tendo sido feito um acompanhamento ao longo de um ano, sua utilidade é muito limitada, pois não sabemos qual o seu comportamento durante períodos de baixas e altas freqüência e intensidade de chuvas (que poderiam causar secamento e encharcamento do solo, respectivamente), os quais provavelmente teriam efeitos decisivos sobre as diferentes espécies mais ou menos tolerantes a eles.

As MNs permitem certa comprovação da diferente abundância de algumas famílias em solos férteis ou inférteis, afirmada e exemplificada por Ashton (1988) com o domínio de Myrtaceae em matas sobre solos pobres, exatamente o que encontramos nas MNs dos Aparados, enquanto Meliaceae e Sapindaceae, consideradas por ele como famílias de solos férteis, praticamente não ocorreram nestas MNs. Por outro lado, não se confirmou a sua afirmação de ocorrência de um grande pico da riqueza de espécies junto do nível inferior da amplitude de nutrientes do solo, pois certamente o solo das MNs localiza-se no extremo inferior do gradiente de fertilidade e a riqueza de espécies nelas, se for considerada um pico, só poderia ser um "pico negativo". Torres *et alii* (1997) também encontraram evidência, considerada muito fraca por eles, da possível influência da fertilidade do solo sobre a divisão do espaço nas florestas paulistas entre as famílias de plantas arbóreas.

A pequena importância relativa das trepadeiras nas MNs pode estar associada também à pobreza do solo, pois Gentry & Emmons (1987) encontraram redução na densidade e diversidade delas nas áreas com solos mais pobres. Por outro lado, também a grande altitude pode estar contribuindo para determinar a baixa importância das trepadeiras, pois Schnell (1950:55), Hegarty & Caballé (1991), Orians *et alii* (1996), Richards (1996:133) e Schnitzer & Bongers (2002) afirmam que elas são menos comuns nas matas em maiores altitudes.

Cassol & Zago (1983a,b) e Gerhardt *et alii* (2001) discutem o possível efeito de fatores do solo sobre o crescimento da araucária. Apesar da relativa pobreza de nutrientes e da forte acidez dos solos das MNs, nossas análises destes solos não revelaram qualquer característica que pudesse isoladamente ser apontada como responsável por inibir o desenvolvimento desta espécie e explicar a insignificante ocorrência dela neste tipo de vegetação (ver Tabela 5.19). Machado & Siqueira (1980) enfatizam a necessidade de investigação das características físicas e mecânicas do solo, sem preocupação com as características químicas, exatamente o oposto de Klein (1980), que considera a espécie praticamente indiferente às condições físicas dos solos, mas demonstrando afinidade por propriedades químicas, ainda que mal determinadas. A opinião mais importante, no entanto, parece ser a de Blum (1980a,b), que fez uma ampla revisão e várias análises, concluindo que as características físicas são muito importantes no crescimento da araucária (o que foi verificado também por Gerhardt *et alii* 2001), especialmente a profundidade do solo, sua porosidade e a capacidade de retenção de água; além disto, também a fertilidade do solo é importante (o que não foi confirmado por Gerhardt *et alii* 2001), sendo N o elemento mais limitante para o crescimento, seguido por P, K, Ca, Cu e B (Blum 1980b); a araucária é muito suscetível a influências adversas sobre o seu suprimento de nutrientes, como mudanças meteorológicas de curta duração (secas, etc.) que limitem sua capacidade de absorção (Blum 1980b). Vários outros trabalhos publicados em Fupef (1980), bem como Backes (2001) e especialmente Gerhardt *et alii* (2001), trazem considerações sobre a araucária e seus solos, mas não serão aqui tratados, devido à nossa impossibilidade de contribuir neste importante assunto. No cap. 4 (seção 4.9), apresentamos suposições sobre aspectos não-pedológicos que podem influenciar ou determinar a pequena importância da araucária nas MNs.

Vitousek (1985) e Sanford Jr. & Cuevas (1996) consideram possível que as raízes das árvores tropicais respondam geralmente mais à disponibilidade de P do que de N; a primeira pode influenciar a longevidade radicular destas árvores, enquanto a disponibilidade de N influencia a longevidade das raízes finas de árvores temperadas. Não chegamos a avaliar o N nas MNs (diante das grandes dificuldades para estimar sua disponibilidade, comentadas no final da seção 5.2.2), mas Portes & Galvão (1998) encontraram baixa concentração de N e alta relação C/N em *Ilex microdonta* e nas 4 outras espécies analisadas de uma MN paranaense, padrão que os autores consideraram diferente de outros ecossistemas tropicais e relacionado com baixas taxas de decomposição; *I. microdonta* foi a espécie com maior taxa de decomposição e menor concentração de lignina. As folhas dela representaram a maior porção da serapilheira depositada nesta MN (Portes *et alii* 1996, 1998). Porém, como afirmam Cavelier *et alii* (1997), a avaliação da ciclagem de nutrientes a partir exclusivamente da serapilheira pode ser muito enganadora, pois diversos nutrientes, como K e Mg, têm suas concentrações muito influenciadas pela água

pluvial, especialmente em matas nebulares, onde a própria precipitação horizontal ou neblina também pode ser uma importante fonte adicional de água.

Uma comparação preliminar entre solos de MN e de campo (Tabela 5.18), prejudicada pela pequena amostragem dos últimos, mostra algumas diferenças evidentes que, se forem generalizáveis, poderiam auxiliar na compreensão da complexa distribuição das formações vegetacionais no planalto sul-brasileiro. Sob vegetação campestre, os solos mostraram-se menos ácidos em cada área que os da MN, e com uma tendência contrária à destes, de valores de pH em água serem maiores que os de pH-SMP. Os valores de P no solo campestre mostraram uma variação desconcertante, pois são menores que os da MN na área da Serra do Rio do Rastro e muito maiores que os da MN no Morro da Igreja (mas nesta área uma outra amostra de solo de MN indicou valores de P bem mais altos que os do local da amostragem fitossociológica). A saturação por Al no solo campestre foi bem maior que na MN na Serra do Rio do Rastro, enquanto os teores de S e Cu foram bastante menores. No Morro da Igreja, os teores de Al, Mg e B no solo campestre foram menores que os da MN, mas os de Zn e areia fina foram maiores, embora, nesta última característica, novamente o solo de MN próxima teve valor similar ao encontrado no campo.

Os solos campestres tiveram menores teores de água que os da MN, nas duas áreas, o que é mais evidente na Serra do Rio do Rastro, onde, tanto próximo da MN como distante dela, o campo apresentou menores valores. Isto provavelmente está associado à menor precipitação de água em áreas com vegetação de pequeno porte que em áreas florestais ricas em epífitos (ver seção 6.2.8 do cap. 6), embora também seja possível uma evapotranspiração maior no campo que na MN (como registrado por Ataroff & Rada 2000), tanto por a menor cobertura vegetal sobre o solo resultar em taxas evaporativas mais altas, como por uma possível maior transpiração no campo que na MN, hipóteses que também contribuiriam para explicar os menores teores de água no solo campestre. As diferenças no teor de água do solo foram consideradas importantes por Guimarães *et alii* (2001) para determinar a ocorrência de cerrado e mata lado a lado, sendo os solos florestais mais úmidos que os sob cerrado nestes casos. Enfatizamos que fizemos nossas análises em períodos "normais" (com alguma chuva na semana anterior à coleta) e não em períodos de seca, nos quais semanas ou meses praticamente sem chuva poderiam acentuar ainda mais as diferenças de água no solo, com prováveis efeitos drásticos sobre as vegetações.

No Morro da Igreja, a maioria das características analisadas é sugestiva de que a vegetação campestre poderia ter se desenvolvido sobre um solo anteriormente ocupado pela MN, que teria sido eliminada para a expansão das pastagens. Apenas os valores de pH em água, P e Al-trocável representam dificuldades para aceitar tal hipótese, pois uma melhoria destas características após o desmatamento não é esperada, mas a diminuição dos teores de Mg, B e água poderia estar associada às mudanças na cobertura vegetal e no uso do solo, como indicam as observações sobre a vegetação nas transições campo/MN nesta área e os evidentes impactos antrópicos.

Na Serra do Rio do Rastro, todos os valores encontrados no solo campestre junto à MN (Fotos 40 e 42) são compatíveis com a amplitude de variação desta, indicando que pode ter realmente ocorrido uma expansão da vegetação campestre sobre locais anteriormente ocupados pela MN, como resultado de perturbações antrópicas nas últimas décadas. A situação parece mais complexa no solo campestre distante da MN (Fotos 46-7), pois os valores de pH em água são maiores no campo que na MN, mas a percentagem de saturação da CTC por Al é bem maior no campo, e os menores teores de P, S, Cu e água do solo campestre poderiam estar associados à substituição da vegetação florestal original e à perturbação do solo. No entanto, é difícil excluir a hipótese de que neste local realmente o campo seja uma formação natural nos últimos séculos, em áreas mais afastadas das MNs e da beira dos Aparados, e mesmo nesta, pois há várias manchas de turfeiras ou campos úmidos bem junto a esta borda.

5.10. Possíveis causas da baixa estatura das plantas arbóreas

Os fatores responsáveis pelo pequeno desenvolvimento em altura das árvores nas MNs e em topos de morros e serras têm sido objeto de grandes discussões e especulações. A inexistência de explicações convincentes para fenômeno de tão ampla ocorrência, mas cujas causas ainda não são bem estabelecidas ou generalizáveis, é denominada muito perspicazmente de "enigma" da mata altimontana por Whitmore (1998:171) e Foster (2001). Alguns autores destacam o caráter adaptativo deste fenômeno, considerando que o nanismo pode ser uma adaptação microclimaticamente vantajosa e/ou geneticamente determinada em várias espécies (Friend & Woodward 1990, Flenley 1992, Körner 1999, Sveinbjörnsson 2000), embora em outros casos seja evidentemente causado pela poda natural das partes vegetais mais danificadas (Grace

1988). Mas a grande maioria dos autores prefere destacar fatores abióticos geralmente associados à freqüente (ou persistente) neblina, que podem impedir um desenvolvimento mais exuberante dos vegetais em áreas de maior altitude, embora ainda se desconheça como a neblina leva a este nanismo (Foster 2001).

As MNs apresentam menor produtividade, mais baixas concentrações foliares de N e/ou P e menores taxas de ciclagem de nutrientes que as matas pluviais tropicais de terras baixas (Bruijnzeel & Veneklaas 1998). O baixo porte das árvores nas matas altimontanas está associado à pequena taxa de crescimento das espécies (Wadsworth & Bonnet 1951, Ewel 1980, Waide *et alii* 1998, Larson *et alii* 2000), a qual forma entrenós curtos (Troll 1960) e produz incrementos diamétricos extremamente baixos (Weaver *et alii* 1986, Walker *et alii* 1996), da ordem de 0,2 mm/ano na Jamaica a 0,5-0,6 mm/ano na Venezuela, valores que foram duplicados com as fertilizações experimentais (Tanner *et alii* 1990, 1992) e que podem ser comparados com incrementos de 5-14 mm/ano em matas tropicais de terras baixas (Clark & Clark 1992). Como o tamanho, formato e número das células definem a morfologia dos órgãos vegetais (Cosgrove 1997, Kutschera 2001), também é importante sabermos como tais características são determinadas nestas pequenas árvores e que fatores mais as influenciam. Os diferentes estágios do ciclo de vida das plantas e do desenvolvimento de cada órgão também podem influenciar nestas características; por exemplo, a incapacidade de as folhas desenvolverem uma cutícula espessa pode ser um fator crucial na determinação da "treeline", e as folhas com desenvolvimento incompleto ou imaturas possuem cutículas incompletas, que podem levar à dessecação pelo vento e à morte delas (Friend & Woodward 1990:68), o que talvez seja minimizado ou evitado por pêlos que cubram as partes mais jovens ainda em formação.

Vários fatores são considerados como causadores da (ou envolvidos na) baixa estatura das florestas altimontanas (Howard 1968, 1969; Weaver 1995, *et alii* 1973; Byer & Weaver 1977; Grubb 1977b, 1995; Buckley *et alii* 1980; Tanner *et alii* 1992, 1998; Bruijnzeel *et alii* 1993, & Proctor 1995; Cavelier 1996; Pendry & Proctor 1996; Bruijnzeel & Veneklaas 1998; Vitousek 1998; Waide *et alii* 1998; Foster 2001; Kitayama & Aiba 2002). Diversos autores apontam ou as condições climáticas (Weaver *et alii* 1986) ou as pedológicas (devido a limitações físicas, cf. Wadsworth & Bonnet 1951; ou devido a restrições de nutrientes, cf. Tanner 1977, *et alii* 1992) como o fator preponderante, mas Pendry & Proctor (1997) preferem apontar os "efeitos hidrológicos". Entre as prováveis causas sugeridas para o fenômeno, destacam-se (alguns autores* não apontam a causa como a principal ou nem a consideram importante): **1)** a persistente umidade excessiva do solo (Bruijnzeel & Proctor 1995), com as conseqüentes má aeração dos solos saturados (Wadsworth & Bonnet 1951, Beard 1955*, Santiago *et alii* 2000), seca fisiológica (Wadsworth & Bonnet 1951), obstrução à respiração das raízes (Bruijnzeel *et alii* 1993*, Vitousek 1998), sistemas radiculares pouco desenvolvidos (Bruijnzeel & Proctor 1995) e limitada atividade microbiana (McGroddy & Silver 2000); **2)** as baixas profundidade (Gleason & Cook citados por Weaver *et alii* 1973; Beard 1955) e estabilidade do solo (sendo a segunda decorrente da textura; Roderjan 1994:99); **3)** as altas concentrações (nas folhas vivas e da serapilheira fresca) de compostos fenólicos, que, lixiviados para o solo, podem ter efeitos prejudiciais sobre a fotossíntese, abertura dos estômatos, divisão celular nas raízes e absorção de íons (Bruijnzeel *et alii* 1993, & Proctor 1995, & Veneklaas 1998; Foster 2001); **4)** a alta lixiviação do solo (Baynton citado por Weaver *et alii* 1973) associada com a baixa disponibilidade de nutrientes e a extrema acidez, limitando a absorção pelas plantas (Grubb & Tanner 1976, Tanner *et alii* 1998) e causando deficiência de nutrientes (Rozema *et alii* 1997a, Kitayama & Aiba 2002); **5)** as condições pedológicas que causam forte dessecação durante estações secas (Schnell 1950:69); **6)** as baixas temperaturas das folhas (Grubb 1977b, Friend & Woodward 1990:68; geralmente inferiores à temperatura ótima para a fotossíntese foliar), do ar e/ou do solo (Cavelier 1996*, Pendry & Proctor 1996; sobre seus efeitos, ver seção 3.6 do cap. 3); **7)** a densa e freqüente nebulosidade ("fog"; Grubb & Whitmore 1966, Grubb 1971, 1977b, Foster 2001) que reduz a radiação solar total que atinge a mata, diminuindo também as taxas de decomposição e mineralização da matéria orgânica (Grubb 1971, Cavelier 1996*, Tanner *et alii* 1998, Kitayama & Aiba 2002), mas aumentando substancialmente a parcela de radiação difusa e diminuindo o volume de sombras sob as folhas (Roderick *et alii* 2001); **8)** as deficiências hídricas periódicas que ocorrem especialmente em solos rasos ou rochosos (Bruijnzeel & Proctor 1995*, & Veneklaas 1998*; ver também os 5 últimos parágrafos da seção 3.6 no cap. 3); ao contrário, **9)** a pequena transpiração (250-700 mm/ano), decorrente da grande umidade do solo (Bruijnzeel & Proctor 1995, Ataroff & Rada 2000) ou da alta umidade atmosférica e freqüente e elevada pluviosidade (Beard 1955, Weaver *et alii* 1973, Ash 1987) ou influenciada pela freqüente deposição de água sobre as superfícies fotossintetizantes (Brewer & Smith 1997), mas de qualquer modo limitando a absorção mineral; **10)** a alta

dose de radiação ultravioleta-B, provavelmente reforçando efeitos de outros fatores (Flenley 1992, 1995; Bruijnzeel & Proctor 1995; Cavelier 1996; Foster 2001); e **11)** o efeito restritivo das grandes velocidades do vento sobre o crescimento vegetal (Beard 1944, 1955; Lawton 1982, 1984, & Dryer 1980; Cavelier & Mejia 1990*; Cordero 1999), já que os ventos nas maiores altitudes são mais rápidos que nas menores (Wadsworth & Bonnet 1951*, Weaver *et alii* 1973*, Ash 1987, Friend & Woodward 1990:62) e podem causar poda mecânica de tenras folhas e gemas expostas (Weaver *et alii* 1973), embora ainda deva-se considerar neste caso a posição das montanhas ou encostas em relação às correntes de vento predominantes (Noguchi 1992b, Richter 2000*). Os efeitos dos ventos serão um pouco mais detalhados posteriormente, por ser o vento uma das possíveis causas que é menos considerada pela maioria dos autores e mesmo nas importantes revisões de Bruijnzeel (& Proctor 1995, & Veneklaas* 1998) e Foster (2001), e que pode ter grande influência nos Aparados.

Tais fatores têm sido apontados como atuando isoladamente ou em combinação, e diferentes autores consideram variadamente a importância relativa de cada fator, geralmente apontando um como mais decisivo ou alguns como os principais, e argumentando sobre a pequena ou menor influência dos demais. É o que fazem, por exemplo, Bruijnzeel *et alii* (1993) e Pendry & Proctor (1996), que descartam o excesso ou a deficiência de água no solo (a última descartada também por Buckley *et alii* 1980, Green & Jane 1983, Kapos & Tanner 1985 e Bruijnzeel & Proctor 1995, mas não por Leuschner 2000), a extrema acidez e a baixa fertilidade do solo, bem como as reduzidas taxas decomposição e mineralização da matéria orgânica; Bruijnzeel *et alii* concluem que a alta resistência à carboxilação seria a causa principal do nanismo, dela derivando baixas taxas fotossintéticas e de transpiração. Uma sugestão interessante destes autores é que se analise com mais cuidado os motivos do desaparecimento das espécies de terras baixas à medida que a altitude aumenta, já que isto pode revelar aspectos ambientais ou interações ainda não percebidos ou comprovados. Já Waide *et alii* (1998) consideram que todos os fatores propostos como limitantes efetivamente foram confirmados de uma ou outra maneira, sendo necessário, na verdade, entender a falta de concordância entre diferentes regiões e reconhecer especialmente as interações sinergísticas entre tantos fatores, o que certamente não é tarefa simples e exige experimentação que avalie os múltiplos controles que atuam simultaneamente.

O que mais impressiona na lista anterior é a variedade de potenciais **restrições ambientais** ao crescimento e desenvolvimento das plantas nestas áreas de topo de montanha (Weaver 1995), tornando necessário analisar tais situações sob as perspectivas tratadas por Chapin III *et alii* (1987), Bruijnzeel & Proctor (1995) e Waide *et alii* (1998). Beals (1969) considerou importantes as diferenças em profundidade e estabilidade do solo entre 2 gradientes na Etiópia, mas não parece considerá-las importantes dentro de cada gradiente, já que não houve descontinuidades ambientais significativas ao longo de cada um. Isto é contrariado por Roderjan (1994:99), que parece atribuir a tais fatores grande importância nas mudanças vegetacionais que registrou ao longo de um gradiente altitudinal, considerando que profundidades médias de 20 cm não comportariam árvores maiores que as que lá habitavam, mas desconsiderando que as MNs eram baixas mesmo em áreas onde a profundidade do solo atingia mais de 1 m.

Em regiões muito frias, a temperatura do solo pode ser mais decisiva que a atmosférica na determinação do crescimento caulinar (Bliss 1971). Roderjan (1994) registrou temperaturas do solo (a 10 cm de profundidade) em média 1,3°C abaixo das temperaturas do ar, no interior da MN (1385 m de altitude), e supôs que, durante os 5 meses do ano com as mais baixas temperaturas, tais valores provocariam diminuição da taxa de absorção pelas raízes, contribuindo para o baixo desenvolvimento das árvores; porém, na mata "montana" (1135 m de altitude), durante 4 meses do ano também ocorreram temperaturas do solo que eram quase tão baixas quanto as da MN, só que o porte das árvores da mata montana era muito maior; talvez por isto sugerir que a temperatura do solo seria pouco importante na determinação do nanismo da MN, o autor preferiu desconsiderar os dados da temperatura do solo na mata montana, argumentando, de forma pouco convincente, que as temperaturas a 10 cm de profundidade nesta área poderiam "não refletir a realidade" dos solos, que aí eram mais profundos (ultrapassavam 1 m de profundidade) que na MN (onde tinham cerca de 0,2 m). No entanto, Cavelier (1996) mostra que, nestas altitudes, a temperatura do solo entre 0,5 e 1 m de profundidade é relativamente similar à do ar, não havendo, portanto, motivo para o abandono dos dados por parte de Roderjan, e muito menos para a sua opção de não chegar à óbvia constatação de que a temperatura do solo não é a causa do nanismo na MN amostrada por ele.

Uma das hipóteses menos discutidas é a de uma alta dose de radiação ultravioleta-B (**UV-B**, mais intensa em maiores altitudes, cf. Rozema *et alii* 1997a, Jansen *et alii* 1998, Musil *et alii* 1999, Larcher 2000:358), causada pela reflexão da radiação solar nas nuvens ou no oceano, provavelmente reforçando os efeitos de outros fatores (Flenley 1992, 1995; Bruijnzeel & Proctor 1995; Cavelier 1996; Foster 2001), e ainda associada ao fato de a fotorreativação, um processo pelo qual as plantas reparam os danos provocados pela UV-B, ser muito dependente da radiação visível (Flenley 1992), e esta é reduzida pelas neblinas. Rozema *et alii* (1997a,b), Jansen *et alii* (1998), Musil *et alii* (1999) e Larcher (2000) fazem boas revisões dos efeitos da UV-B nas plantas, encontrando evidências de que tal radiação tem realmente conseqüências no nível de ecossistema, afetando a estrutura da vegetação, através de modificações na arquitetura das plantas e por influenciar a produção de vários metabólitos secundários.

Porém, Hübner & Ziegler (1998) tiveram resultados bem inesperados, que mostraram maior tolerância à UV-B em espécies de menores altitudes, enquanto a espécie de maior altitude sofreu inibição por esta radiação, totalmente o oposto do previsto e contrariando as expectativas dos proponentes deste fator como influente no aspecto das MNs. Musil *et alii* (1999) concluíram que as espécies arbóreas parecem menos resistentes ao estresse causado pela UV-B que outras formas de vida. A ausência de um habitat com uma combinação adequada de temperatura e UV-B, durante o Pleistoceno tardio, caracterizado pelo abaixamento das formações florestais para níveis altitudinais bem menores, teria provocado o completo desaparecimento das matas pluviais altimontanas (Flenley 1992, 1995; Cavelier 1996), o que nos parece um provável exagero. Diante dos poucos estudos e inclusive de resultados contraditórios, não é possível qualquer conclusão quanto à sua importância na fitofisionomia das MNs, e menos ainda sobre uma eventual importância paleoecológica.

A baixa estatura das MNs é relacionada a certas condições abióticas pouco favoráveis ao crescimento de plantas, mas não está claro se a baixa altura das árvores resulta de menores taxas de crescimento ou de maiores taxas de substituição ("turnover") dos indivíduos, sendo estas últimas apontadas por Herwitz & Young (1994) como a causa mais provável, devido a terem encontrado taxas de crescimento e substituição maiores no cume que nas encostas em matas australianas a 1000 m de altitude (dossel com 15-25 m de altura), o que parece ser apoiado pelos resultados de Waide *et alii* (1998) em Porto Rico. Já Bellingham & Tanner (2000) contestam a generalidade dos dados de Herwitz & Young, por não encontrarem taxas de crescimento, mortalidade e recrutamento no cume maiores que nas encostas, em matas jamaicanas a 1300-1900 m de altitude. Mantovani *et alii* (1990:355) afirmam que as árvores das matas de topo de morro têm ciclo de vida mais curto que as das formações florestais de menor altitude, mas não acreditamos que isto possa ser dito para as MNs dos Aparados, cuja maior parte dos indivíduos arbóreos parece ser mais velha que a maioria das árvores dos outros tipos florestais sul-brasileiros.

A freqüente e/ou duradoura **deposição de água** sobre a superfície foliar, na forma de gotas ou películas, através de chuva, neblina e orvalho, tem efeitos sobre o crescimento das plantas e sobre as trocas gasosas (Bruijnzeel *et alii* 1993, Brewer & Smith 1997, Bruijnzeel & Veneklaas 1998), e provavelmente também participa na determinação da baixa estatura das MNs, embora seja um aspecto que, surpreendentemente, **quase não recebeu atenção** até o presente, e que pode se mostrar muito importante. Neste caso, tanto a pilosidade densa (Brewer & Smith 1997) de algumas espécies das MNs quanto as ceras de *Drimys* (Feild *et alii* 1998, 2000) poderiam ser adaptações para reduzir a **molhabilidade** das superfícies fotossintetizantes, através de mecanismos de repelência à água, diminuindo os impactos prejudiciais da intensa umidade dos Aparados e de outras MNs sobre a atividade fotossintética das plantas destas regiões. Por outro lado, também os estudos feitos em "**treelines**" (Stevens & Fox 1991, Leuschner 1996, Körner 1998, Sveinbjörnsson 2000) podem contribuir para entendermos as causas da baixa estatura das MNs (já que vários fatores determinantes podem ser os mesmos), mesmo que tais estudos se refiram especialmente a regiões temperadas, mas ainda não foram suficientemente aproveitados com este objetivo de ajudar a explicar o pequeno porte das árvores nas MNs tropicais.

Os efeitos de ventanias excepcionais e furacões sobre as matas têm sido reconhecidos nas últimas décadas (Henry & Swan 1974, Ó'Cinnéide 1975, Kozlowski *et alii* 1991, Nelson *et alii* 1994, Bellingham *et alii* 1996, Richards 1996, Ennos 1997, Rebertus *et alii* 1997, Whitmore 1998, Arriaga 2000, Sinton *et alii* 2000, Villela 2002), mas tais efeitos têm sido grandemente ignorados nas florestas brasileiras (por exemplo, há registro da ocorrência de forte impacto local na mata atlântica de encosta na Serra Geral do norte do RS, cf. J.A. Jarenkow, Dpto. Botânica da UFRGS, com. pess.). Também desconhecemos a existência de estudo realizado no Brasil sobre os efeitos de **ventos** bem mais fracos e relativamente

freqüentes; quanto a estes ventos "crônicos" (Ennos 1997), é importante considerar os efeitos sobre cada espécie individualmente e os possíveis efeitos que levam a uma seleção de espécies em áreas ventosas, por impossibilitarem que indivíduos de espécies não-adaptadas a tal condição se desenvolvam ali. Em relação às áreas muito sujeitas a ventos, como os Aparados e especialmente as áreas planaltinas junto a eles (Pauwels 1928-9:326), deve-se compreender que o efeito dos ventos sobre indivíduos isolados (impedindo ou inibindo o desenvolvimento destes pioneiros) é diferente do efeito sobre a comunidade já instalada, onde grupos densos de plantas fornecem proteção mútua e permitem um aumento na altura e área da comunidade, já que os indivíduos menores e/ou mais do interior dela ficam quase isolados (protegidos) dos efeitos prejudiciais dos ventos, enquanto os indivíduos mais altos e/ou da periferia podem sofrer alguns impactos do vento, mas também têm certa atenuação de tais impactos, em função da barreira ao vento que é criada pela comunidade de plantas.

Podem ser destacados tanto os efeitos negativos (quebra de caules e ramos, danos foliares, inibição do crescimento) quanto os positivos do vento (dispersão de pólen, sementes e outros propágulos), enquanto Kozlowski *et alii* (1991) mostram que os complexos efeitos do vento sobre a vegetação são mediados através de mudanças nas relações hídricas, nutricionais e hormonais, e são exercidos por seus efeitos mecânicos e por transferência turbulenta de calor, vapor d'água, CO_2, esporos, pólen e sementes. Os efeitos deformadores do vento, provocando assimetria em copas de indivíduos e em comunidades de plantas, já são bem conhecidos (Noguchi 1979, 1992a,b; Wooldridge *et alii* 1996); embora a princípio possam parecer prejudiciais, é possível que em parte já representem respostas das plantas às pressões seletivas certamente determinadas pelo regime de ventos predominantes, talvez levando indivíduos de cada espécie a apresentarem diferenças genéticas e distintas capacidades de adaptação e/ou aclimatação a sítios mais ou menos ventosos (Ennos 1997).

Num mesmo indivíduo em local ventoso, as folhas dos ramos inferiores e mais protegidos são geralmente maiores que as dos ramos superiores e plenamente expostos (Beard 1944). Plantas da mesma espécie crescendo em locais mais ventosos possuem menor altura e maior diâmetro de tronco e ramos que plantas em locais mais abrigados (Lawton 1982); a redução no alongamento do caule e o aumento no DAP causados pelo vento decorrem principalmente do desenvolvimento de células menores e com paredes mais grossas (Nobel 1999:271; sobre o controle do tamanho das células, ver Cosgrove 1997, Kutschera 2001). Cordero (1999) encontrou reduções na altura das plantas e na área das copas, mudanças nos padrões de alocação, aumento na relação raiz:caule e maior abrasão e epinastia das folhas, comparando a mesma espécie sob situações expostas ao vento em relação às áreas protegidas deste, ambas em locais elevados, concluindo que a manutenção de uma estrutura menos desenvolvida ontogeneticamente permite às plantas suportar melhor os efeitos do vento. Conclui-se, assim, que o vento reduz o porte das plantas de uma espécie quando estas instalam-se em áreas ventosas, além de as folhas xeromórficas possuírem maior resistência ao estresse mecânico provocado pelos freqüentes e fortes ventos das maiores altitudes (Camerik & Werger 1981). Em relação aos efeitos do vento sobre os sistemas radiculares, é necessário considerar as informações de Baker (1997) e Ennos (1997, 2000).

Lawton (1984) verificou que as espécies características de áreas ventosas tendem a ter maior densidade da madeira que as espécies características de locais abrigados, e como a alocação de recursos para as partes lenhosas é feita às custas de menor crescimento no resto da planta, tal tendência na densidade da madeira pode ajudar a explicar a baixa estatura das matas altimontanas, embora Grubb (1977b) e Grubb & Tanner (1976) considerem pequena a influência do vento sobre o porte delas. Dupuy *et alii* (1993) encontraram maior densidade (o dobro) e menores diâmetros nas MNs em áreas muito expostas ao vento, quando comparadas com MNs de locais mais protegidos. Para Retuerto & Woodward (1992), o vento opera com relativamente pequeno efeito a baixas velocidades e efeito muito maior a altas velocidades, as quais causaram menor altura do caule e menor massa, embora não tenham causado significativo decréscimo na taxa fotossintética, o que sugere que a influência do vento sobre o crescimento de plantas se deve a efeitos mecânicos que levam a mudanças nos padrões de alocação e desenvolvimento; além disto, os autores mencionam o efeito do vento afetando a expansão celular (causando menores células epidérmicas) e interferindo na regulação de alguns genes, os quais respondem a uma variedade de estímulos mecânicos, entre os quais o vento.

Os ventos raramente têm papel significativo nas latitudes equatoriais, onde também se formam matas anãs (Bruijnzeel & Proctor 1995, Bruijnzeel & Veneklaas 1998); a primeira afirmativa nos parece surpreendente, mas nossa inexperiência com as regiões equatoriais e seus ventos nos impede um

posicionamento. Ainda, em regiões com matas baixas, como demonstram Cavelier & Mejia (1990), as árvores são anãs mesmo em áreas pouco expostas aos ventos, mostrando que o vento não pode ser o fator climático com efeitos mais pronunciados sobre a fisionomia destas matas, fator este que tais autores consideram ser a água da neblina, e concluem que os efeitos do alto conteúdo de água do solo (ver também Cavelier 1996) sobre a química deste talvez pudessem ser uma explicação mais geral para a baixa estatura destas árvores.

Não avaliamos isoladamente o efeito de cada possível fator determinante da baixa estatura das árvores das MNs e nem temos dados climáticos detalhados das regiões onde elas habitam, o que nos impede de tirar qualquer conclusão definitiva. Quanto às características pedológicas que analisamos, os valores constantemente baixos de pH e Ca, e elevados (e potencialmente prejudiciais) de Al e Mn, em ambas as áreas, e relativamente baixos de P e Mg na Serra do Rio do Rastro, representam uma combinação que provavelmente reduz o potencial de desenvolvimento da vegetação. Os principais efeitos tóxicos do Al são a interferência na absorção de P e Ca (este, inclusive, existente apenas em baixos níveis nas MNs) e a inibição do crescimento de raízes, que sob estresse por Al ficam curtas, grossas e com deficiente ramificação, diminuindo o volume de solo explorado por elas (Rosário 2001), o que também pode contribuir para reduzir a absorção de nutrientes.

Porém, nenhuma destas e nem das demais características parece ser suficientemente distinta, em relação aos solos dos pinhais ou das matas atlânticas de encosta (Tabela 5.19), para causar o nanismo da MN, que possui apenas a metade, um terço ou até um quarto da altura destas florestas ocorrentes nas proximidades dela.

Tabela 5.19 – Características do solo superficial de matinhas nebulares (MN; do Morro da Igreja [Igr], em Urubici, SC; da Serra do Rio do Rastro [SRR], em Bom Jardim da Serra, SC; e do Morro Anhangava, em Quatro Barras, PR), pinhais (matas A e B, na Floresta Nacional, em São Francisco de Paula, RS) e de matas atlânticas de encosta (Enc; em Morrinhos do Sul, RS, e no Morro Anhangava, PR).

* pH em $CaCl_2$ (em geral, entre 1,0 e 0,5 unidade abaixo do valor obtido em água); Al, Ca e Mg trocáveis, Al+H e CTC (capacidade de troca de cátions), em $cmol_c/l$; Bases-%CTC e Al-%CTC = percentagem de saturação da CTC por bases e por Al, respectivamente; n = número de amostras de solo analisadas.
MN-PR = MN do Morro Anhangava (Roderjan 1994:54); Pinhal-A e Pinhal-B = matas com araucária (Rosário 2001, seus Apêndices 2 e 3); Enc-RS = mata de encosta (Jarenkow 1994:39); Enc-PR = mata montana (Roderjan 1994:54).

Características	MN-Igr	MN-SRR	MN-PR	MN-PR	Pinhal-A	Pinhal-B	Enc-RS	Enc-PR
Altitude (m)	1720	1400	1395	1370	910	910	460	1150
pH em água	4,0	3,5	3,4*	3,6*	4,0	4,8	5,1	3,1*
P (mg/l)	15	8	28	56	16	6	5	52
K (mg/l)	121	97	82	164	176	253	94	137
MO (%)	>10	>10	>10	>10	7,5	9,3	8,9	>10
Al-trocável	5,6	6,5	4,6	2,4	3,7	0,1	1	3,5
Ca-trocável	0,8	0,4	0,4	2,1	4,1	16,7	6,4	0,7
Mg-trocável	0,5	0,4	1	2,1	1,4	3,6	3,2	1,7
Al+H	20	30	25	17			7	35
CTC	21	31	26	22			17	38
Bases-%CTC	7	3	6	21	29	78	59	7
Al-%CTC	26	21	74	34	15	0,3	6	56
Areia (%)	27	17	16	8			13	2
Silte (%)	41	42	58	78			28	94
Argila (%)	32	41	26	14			59	4
	n = 20	n = 22			n = 24	n = 24		

Pela Tabela 5.19, os valores de pH, Ca, Mg e saturação por bases parecem ser mais baixos e menos variáveis nas MNs, enquanto o Al parece ter maior concentração nelas, e pode-se supor que seu efeito prejudicial sobre a absorção de Ca represente uma relação sinergística importante, talvez ainda mais aguçada pelos baixos teores de Ca nos solos das MNs. Devemos registrar ainda que as camadas mais profundas do solo da MN avaliadas por Roderjan (1994:54) tiveram valores em geral bem mais

desfavoráveis ao desenvolvimento vegetal que os da camada superficial: 4 a 10 vezes menos K, 7 a 28 vezes menos P, etc. No entanto, também os pinhais e as matas de encosta apresentam alguns valores tão extremos quanto os das MNs. Acreditamos, por isto, que dificilmente haverá apenas um fator que seja muito decisivo. É bem mais provável que a combinação e interação de vários cause o pequeno desenvolvimento que é descrito na expressão escolhida por Balduíno Rambo e adotada também por nós para designar esta bela formação vegetacional sul-brasileira: "matinha nebular".

5.11. Conclusões e perspectivas

A acentuada e crescente fragmentação e destruição das MNs, associadas à influência do pastoreio do gado bovino no interior dos seus remanescentes, têm provocado conseqüências e alterações nestas comunidades e em suas espécies, cuja compreensão exige o entendimento da estrutura e do funcionamento das MNs, aspectos parcialmente descritos e analisados neste capítulo e que serão fundamentais na conservação destes remanescentes e da maioria de suas espécies vegetais. Eram necessários, inclusive, parâmetros objetivos e facilmente quantificáveis (Clark 1996) que pudessem ser usados como representativos de áreas relativamente bem conservadas de MN (uma síntese é apresentada na Tabela 5.20), para poderem ser comparados com os de situações em que a MN esteja degradada e/ou para apoiar processos de recuperação de MNs perturbadas pelos diferentes tipos de interferência antrópica tratados no próximo capítulo.

Tabela 5.20 – Síntese de dados da vegetação das matinhas nebulares amostradas. Alt méd/parc = altura média dos indivíduos arbóreos (DAP>5 cm) por parcela; **A** = amplitude de variação; **méd** = média (± desvio padrão); **Dr** = *Drimys angustifolia*; **My** = *Myrceugenia regnelliana*; **Si** = *Siphoneugena reitzii*; **Il** = *Ilex microdonta*.

	Morro da Igreja	**Serra do Rio do Rastro**
Diversidade	Índice de Shannon, H' = 0,937 (spp. arbóreas)	Índice de Shannon, H' = 1,584 (spp. arbóreas)
Alt méd/parc	A = 5,4-7,1 m; média = 6,3 m	A = 6,2-8,1 m; média = 7,3 m
Densidade por parcela (número de indivíduos arbóreos/100m²)		
DAP > 5 cm	A = 22-46; Dr = 1-17; My = 9-42 méd = 31,8±5,6; Dr = 9±5,6; My = 21±18	A = 20-36; Si = 3-18; Il = 5-16 méd = 28,2±5,1; Si = 12±4,6; Il = 9,4±2,9
DAP >10 cm	A = 8-24; Dr = 1-17; My = 0-19 méd = 15,7±4,4; Dr = 8,7±5,6; My = 5,8±4,3	A = 9-27; Si = 2-15; Il = 4-13 méd = 18,3±4,5; Si = 7,7±3,4; Il = 8,3±2,5
Área peitoral por parcela (m²/100 m²)		
DAP >5 cm	A = 0,46-1,07; Dr = 0,10-0,86; My = 0,08-0,59 méd = 0,76±0,14; Dr = 0,42±0,24; My = 0,27±0,15	A = 0,30-0,81; Si = 0,02-0,55; Il = 0,10-0,37 méd=0,53±0,13; Si= 0,23±0,11; Il= 0,21±0,07
DAP>10cm	A = 0,19-1,04; Dr = 0,08-0,86; My = 0,00-0,48 méd = 0,63±0,19; Dr = 0,42±0,24; My = 0,14±0,12	A = 0,24-0,78; Si = 0,02-0,54; Il = 0,08-0,37 méd=0,49±0,14; Si= 0,21±0,11; Il= 0,21±0,08
Riqueza de espécies: amplitude e média por parcela e riqueza total (com área amostrada)		
Arbóreas	A = 2-6/100 m², méd= 3,6±1,2; total = 13 (0,2ha)	A= 2-7/100m², méd = 5,4±1,4; total =16 (0,22ha)
Epifíticas	A = 4-12/100 m², méd = 8±2; total = 19 (0,2 ha)	A = 9-15/100m², méd = 12±2; total = 26 (0,22ha)
Submata	A = 47-63/100m², méd= 54±4; total= 109 (0,2ha)	A= 37-53/100m², méd = 42±4; total= 86 (0,22ha)
Total	A = 54-69/100m², méd= 61±4; total= 120 (0,2ha)	A= 45-60/100m², méd = 50±4; total= 99 (0,22ha)

Roderjan *et alii* (1999) observaram "semelhança fisionômica, florística e estrutural" nas 4 áreas de MNs que amostraram no PR, o que pode ser determinado em parte por analisarem apenas a flora lenhosa em altitudes próximas. Encontramos níveis muito variados de similaridade florística entre as duas MNs dos Aparados aqui amostradas, dependendo do componente examinado. Tal similaridade chegou a ser inexistente se consideradas apenas as árvores com mais de 10 cm de DAP, mas foi bem maior para árvores de diâmetro inferior, para plantas de menor porte e para espécies epifíticas, e foi alta no nível dos táxons mais ricos (Tabela 5.3). A fitofisionomia e/ou estrutura destas MNs estudadas por nós foi razoavelmente similar, o mesmo ocorrendo com a riqueza relativamente baixa de suas floras. Como visto no capítulo 4, cerca de 25% das espécies da MN foram encontradas em todas as 4 áreas amostradas no levantamento florístico completo, o que também diverge muito da total dissimilaridade florística entre as duas amostras fitossociológicas para as árvores com mais de 10 cm de DAP, comprovando o grande efeito de critérios e

escalas nos resultados e/ou nas conclusões de estudos comparativos. A relativa pobreza florística do componente arbóreo das MNs contrapõe-se à exuberância das populações epifíticas, especialmente criptogâmicas, que cobrem praticamente todas as superfícies dos troncos e ramos das árvores e imprimem um certo caráter fisionômico tropical a uma flora arbórea praticamente temperada quanto à sua riqueza de espécies e dominância.

Algumas informações deste capítulo permitem uma razoável diferenciação das características das MNs em relação às do pinhal e às da mata atlântica de encosta: baixa riqueza de espécies arbóreas, com a dominância de duas ocorrendo freqüentemente; grande riqueza de espécies de *Myrceugenia*, que também possuem muitos indivíduos no dossel e na submata (seria o *Myrceugenietum* de Klein 1960?); maior densidade de indivíduos acima de 5 cm de DAP (e talvez maior área peitoral total?); inexistência de Cyatheaceae s.str., aparentemente restrita ao pinhal e especialmente à mata atlântica de encosta; menores alturas máxima e média dos indivíduos arbóreos. Talvez a importância e riqueza de briófitas e liquens possam ser úteis na individualização destas 3 formações florestais, mas as informações disponíveis sobre isto ainda são insuficientes para uma avaliação.

A não obtenção de dados sobre o N do solo e a inexistência de análises de tecidos vegetais, aliadas à grande variação em várias características pedológicas (chegando, no caso do Mn, à diferença de 13 vezes entre o maior e o menor valor na mesma área e de 20 vezes entre as áreas), dificultam ou impedem conclusões sobre as relações solo–MNs nos Aparados, embora as informações aqui obtidas pareçam confirmar um suposto efeito restritivo dos parâmetros pedológicos (especialmente os baixos valores de pH, Ca e saturação por bases, e os altos valores de Al e Mn) sobre as características da vegetação, embora campos, pinhais e matas atlânticas de encosta também possam apresentar solos com problemas até certo ponto parecidos.

Em virtude da necessidade de uma certa superfície mínima, relativamente homogênea e bem conservada, para atingir o objetivo de obter parâmetros quantitativos básicos das MNs, os quais ainda não eram disponíveis, deixamos de amostrar fitossociologicamente encostas mais íngremes ou escarpas, que deverão ser analisadas futuramente; aí, certamente terão que ser encontrados critérios e métodos para amostrar vegetações naturalmente pouco extensas e de difícil acesso, aspectos que já causaram dificuldades no trabalho de campo realizado para a elaboração deste capítulo e que serão muito mais complicados nas escarpas. Igualmente, áreas de transição entre pinhal e MN, bem como entre mata atlântica de encosta e MN, também deverão ser fitossociologicamente estudadas, inclusive para contribuir para uma definição mais embasada sobre o caráter da MN, isto é, se ela corresponde a uma formação vegetacional própria, individualizável (como analisado por Araújo & Martins 1999 para o carrasco nordestino), ou se ela deve ser incluída numa destas duas maiores formações florestais que estão em contato com ela. Ainda nos parece prematura qualquer tentativa de definição desta questão no momento, sendo necessários mais estudos em áreas de mata atlântica de maior altitude (600-1000 m), de porte menor (10-15 m), em declividades mais íngremes, e mais estudos completos em áreas de pinhal, para saber se suas submatas e espécies epifíticas são semelhantes às da MN ou se são diferentes, já que as arbóreas dominantes parecem apresentar distinções importantes.

A composição florística das MNs é bastante diferente da típica mata atlântica de encostas pouco declivosas ou de menor altitude, onde há o predomínio de espécies de mirtáceas, euforbiáceas, rubiáceas e lauráceas (Jarenkow 1994) não ocorrentes na MN, bem como palmiteiro, peroba e taquaras (Citadini-Zanette 1995) também não encontrados nas MNs, além de pau-óleo e aguaí, mas as áreas de transição praticamente não foram estudadas. Nenhum gradiente altitudinal completo ou bastante amplo foi amostrado no sul do Brasil (como o estudado por Santos *et alii* 1998 e Lacerda 2001, entre 2 e 1000 m na Serra do Mar, em SP), que pudesse indicar zonas de maior diferenciação florística (as "altitudes críticas" de Kitayama 1992, Lovett 1998) ou faixas onde ocorresse a mudança de um tipo de comunidade para outro, como considerado por vários estudiosos da vegetação sul-brasileira, mas praticamente não demonstrado por qualquer deles (exceto talvez Roderjan 1994, que analisou um gradiente bastante reduzido).

Estas mudanças já foram discutidas em outras regiões (Bruijnzeel *et alii* 1993, Wolf 1993b, Richards 1996, Whitmore 1998, Kessler 2000a,b,c, Richter 2000, entre outros) e comprovadas por Beals (1969), Ogden & Powell (1979), Ohsawa (1984), Frahm & Gradstein (1991), Pendry & Proctor (1996, 1997; numa montanha de 900 m de altitude, sem zona com nebulosidade freqüente e sem matas-anãs) e Kessler (2000a,b), e talvez também por Lacerda (2001), que amostrou apenas partes do gradiente na mata

atlântica paulista, o que é insuficiente para se conhecer como se dá a variação vegetacional ao longo de todo ele. Se tais faixas não forem evidenciadas nas serras sul-brasileiras, o estudo indicaria que a variação aí é relativamente contínua, como considerado para outras regiões por Whittaker (1965), Beals (1969), Auerbach & Shmida (1993) e supostamente verificado em matas costarriquenhas (Lieberman *et alii* 1996), mexicanas (Vázquez G. & Givnish 1998) e tanzanianas (Lovett 1998), e que praticamente não poderiam ser reconhecidos tipos florísticos ou fisionômicos dentro do complexo florestal que se estendia da planície e encosta atlânticas ao planalto sul-brasileiro, ao contrário do que afirmaram todos os autores que trabalharam nestas áreas. Uma tentativa de análise ampla deste complexo foi feita para a mata atlântica do sudeste por Oliveira-Filho e Fontes (2000), mas estes também não dispunham de amostras de gradientes inteiros. Por outro lado, a vegetação pode formar um contínuo sob certas condições e constituir comunidades discretas sob outras condições (Barbour *et alii* 1999), sendo que a maior parte da vegetação estaria relativamente intermediária entre tais extremos (Beals 1969).

As soluções para as questões comentadas anteriormente, porém, só poderão surgir após termos um número mínimo de estudos descritivos que permita o estabelecimento de comparações mais seguras entre algumas áreas significativas e representativas, comparações estas envolvendo tanto composição florística arbórea, epifítica e da submata, como também parâmetros fitossociológicos e aspectos abióticos mais importantes. Acreditamos que os resultados descritos neste capítulo são mais um passo no sentido de podermos fazer, em breve, as comparações sugeridas e necessárias.

5.12. Bibliografia citada

Alves, L.S.R. & J.N.C. Marchiori. 1995. Inferências paleoclimáticas em anéis de crescimento. **Ciência & Ambiente** (10): 79-90.

Amigo, J. & L.G. Quintanilla. 2000. Estudio fitosociológico de los bosques de *Nothofagus glauca* (Phil.) Krasser del Centro-Sur de Chile. **Phytocoenologia 30**(2): 193-221.

Amiotti, N.M.; P. Zalba; L.F. Sánchez & N. Peinemann. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. **Ecology 81**(12): 3283-90.

Anjos, L.H.C.; M.G. Pereira & D.P. Ramos. 1999. Matéria orgânica e pedogênese. **In** G.A. Santos & F.A.O. Camargo eds., **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis Edições. p.91-115.

Araújo, F.S. & F.R. Martins. 1999. Fisionomia e organização da vegetação do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. **Acta Botanica Brasilica 13**(1): 1-13.

Arriaga, L. 2000. Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forest of Tamaulipas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology 16**(5): 623-36.

Ash, J. 1987. Stunted cloud-forest in Taveuni, Fiji. **Pacific Science 41**(1-4): 191-9.

Ashton, P.S. 1988. Systematics and ecology of rain forest species. **Taxon 37**(3): 622-9.

Ataroff, M. & F. Rada. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. **Ambio 29**(7): 440-4.

Attiwill, P.M. & M.A. Adams. 1993. Nutrient cycling in forests. **New Phytologist 124**: 561-82.

Auerbach, M. & A. Shmida. 1993. Vegetation change along an altitudinal gradient on Mt. Hermon, Israel – no evidence for discrete communities. **Journal of Ecology 81**(1): 25-33.

Backes, A. 2001. Determinação da idade e regeneração natural de uma população de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em um povoamento florestal localizado no município de Caxias do Sul, RS, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (56): 115-30.

Baillie, I.C. 1996. Soils of the humid tropics. **In** P.W. Richards, **The tropical rain forest: an ecological study**. 2ed. Cambridge University Press. p.256-86.

Baitello, J.B.; O.T. Aguiar; F.T. Rocha; J.A. Pastore & R. Esteves. 1993. Estrutura fitossociológica da vegetação arbórea da Serra da Cantareira (SP) - Núcleo Pinheirinho. **Revista do Instituto Florestal 5**(2): 133-61.

Baker, C.J. 1997. Measurements of the natural frequencies of trees. **Journal of Experimental Botany 48**(310): 1125-32. [movimentos das árvores sob vento]

Balbueno, R.A. & P.L. Oliveira. 2000. Estrutura e composição florística de dois fragmentos florestais na região do Baixo Jacuí, RS, Brasil. **Biotemas 13**(2): 23-46.

Barbour, M.G.; J.H. Burk; W.D. Pitts; F.S. Gilliam & M.W. Schwartz. 1999. **Terrestrial plant ecology**. 3ed. Benjamin/Cummings.

Barros, F. 1998. **Análise multivariada da distribuição geográfica de espécies de orquideas dos campos rupestres do Brasil**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biologia da Unicamp.

Barthlott, W.; V. Schmit-Neuerburg; J. Nieder & S. Engwald. 2001. Diversity and abundance of vascular epiphytes: a comparison of secondary vegetation and primary montane rain forest in the Venezuelan Andes. **Plant Ecology 152**(2): 145-56.

Bazzaz, F.A. 1996. **Plants in changing environments. Linking physiological, population, and community ecology**. Cambridge University Press.

Beals, E.W. 1969. Vegetational change along altitudinal gradients. **Science 165**: 981-5.

Beard, J.S. 1944. Climax vegetation in tropical America. **Ecology 25**(2): 127-58.

Beard, J.S. 1955. The classification of tropical American vegetation types. **Ecology 36**(1): 89-100.

Bell, G.; M.J. Lechowicz; A. Appenzeller; M. Chandler; E. DeBlois; L. Jackson; B. Mackenzie; R. Preziosi; M. Schallenberg & N. Tinker. 1993. The spatial structure of the physical environment. **Oecologia 96**: 114-21.

Bellingham, P.J. & A.D. Sparrow. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos 89**(2): 409-16.

Bellingham, P.J. & E.V.J. Tanner. 2000. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica 32**(3): 378-84.
Bellingham, P.J.; E.V.J. Tanner; P.M. Rich & T.C.R. Goodland. 1996. Changes in light below the canopy of a Jamaican montane rainforest after a hurricane. **Journal of Tropical Ecology 12**(5): 699-722.
Bellingham, P.J.; L.R. Walker & D.A. Wardle. 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. **Journal of Ecology 89**(5): 861-75.
Belsky, A.J. & R.G. Amundson. 1992. Effects of trees on understorey vegetation and soils at forest–savanna boundaries. **In** P.A. Furley, J. Proctor & J.A. Ratter eds., **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. Chapman & Hall. p.353-66.
Belyea, L.R. & J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos 86**(3): 402-16.
Bennett, K.D. 1998. The power of movement in plants. **Trends in Ecology & Evolution 13**(9): 339-40.
Benzing, D.H. 1983. Vascular epiphytes: a survey with special reference to their interactions with other organisms. **In** S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick eds., **Tropical rain forest: ecology and management**. Blackwell Scientific Publications. p.11-24.
Benzing, D.H. 1987. Vascular epiphytism: taxonomic participation and adaptive diversity. **Annals of the Missouri Botanical Garden 74**(2): 183-204.
Benzing, D.H. 1989a. The evolution of epiphytism. **In** U. Lüttge ed., **Vascular plants as epiphytes. Evolution and ecophysiology**. Springer-Verlag. p.15-41. (Ecological Studies, 76).
Benzing, D.H. 1989b. Vascular epiphytism in America. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.133-54. (Ecosystems of the world, 14B).
Benzing, D.H. 1990. **Vascular epiphytes**. Cambridge University Press.
Bhuju, D.R. & M. Ohsawa. 2001. Patch implications in the maintenance of species richness in an isolated forest site. **Biological Conservation 98**(1): 117-25.
Bigelow, S.W. & C.D. Canham. 2002. Community organization of tree species along soil gradients in a north-eastern USA forest. **Journal of Ecology 90**(1): 188-200.
Bliss, L.C. 1971. Arctic and alpine plant life cycles. **Annual Review of Ecology and Systematics 2**: 405-38.
Blum, W.E.H. 1980a. Ecophysiological and phylogenetic aspects of Araucariaceae with special consideration of *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.71-4.
Blum, W.E.H. 1980b. Site – nutrition – growth interrelationship of Araucarias. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.119-30.
Bøgh, A. 1992. Composition and distribution of the vascular epiphyte flora of an Ecuadorian montane rain forest. **Selbyana 13**: 25-34.
Bolker, B.M. & S.W. Pacala. 1999. Spatial moment equations for plant competition: understanding spatial strategies and the advantages of short dispersal. **American Naturalist 153**(6): 575-602.
Bolòs, O. de; A.C. Cervi & G. Hatschbach. 1991. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). **Collectanea Botanica 20**: 79-182.
Bond, W.J. & J.J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution 16**(1): 45-51.
Bongers, F. & J. Popma. 1988. Is exposure-related variation in leaf characteristics of tropical rain forest species adaptive? **In** M.J.A. Werger, P.J.M. van de Aart, H.J. During & J.T.A. Verhoeven eds., **Plant form and vegetation structure**. SPB Academic Publishing. p.191-200.
Booth, B.D. & D.W. Larson. 1999. Impact of language, history, and choice of system on the study of assembly rules. **In** E. Weiher & P. Keddy eds., **Ecological assembly rules. Perspectives, advances, retreats**. Cambridge University Press. p.206-29.
Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. **Pattern and process in a forested ecosystem**. Springer-Verlag.
Bourgeron, P.S. 1983. Spatial aspects of vegetation structure. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.29-47. (Ecosystems of the world, 14A).
Braun-Blanquet, J. 1979. **Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. H. Blume.
Breier, T.B. & J.M. Rosito. 1999. Orquídeas epifíticas de uma floresta sazonal na encosta da Serra Geral, Itaara, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Ciência e Natura 21**: 65-75.
Brewer, C.A. & W.K. Smith. 1997. Patterns of leaf surface wetness for montane and subalpine plants. **Plant, Cell and Environment 20**(1): 1-11.
Briffa, K.R. 2000. Annual climate variability in the Holocene: interpreting the message of ancient trees. **Quaternary Science Reviews 19**(1-5): 87-105.
Brokaw, N.V.L. 1985. Treefalls, regrowth, and community structure in tropical forests. **In** S.T.A. Pickett & P.S. White eds., **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press. p.53-69.
Brown, A.D. 1990. El epifitismo en las selvas montanas del Parque Nacional "El Rey", Argentina: composición florística y patrón de distribución. **Revista de Biología Tropical 38**(2A): 155-66.
Bruijnzeel, L.A. & E.J. Veneklaas. 1998. Climatic conditions and tropical montane forest productivity: the fog has not lifted yet. **Ecology 79**(1): 3-9.
Bruijnzeel, L.A. & J. Proctor. 1995. Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.38-78. (Ecological Studies, 110).
Bruijnzeel, L.A.; M.J. Waterloo; J. Proctor; A.T. Kuiters & B. Kotterink. 1993. Hydrological observations in montane rain forests on Gunung Silam, Sabah, Malaysia, with special reference to the '*Massenerhebung*' effect. **Journal of Ecology 81**(1): 145-67.

Brunig, E.F. 1983. Vegetation structure and growth. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.49-75. (Ecosystems of the world, 14A).

Buckley, R.C.; R.T. Corlett & P.J. Grubb. 1980. Are the xeromorphic trees of tropical upper montane rain forests drought-resistant? **Biotropica 12**(2): 124-36.

Bush, M.B.; E. Moreno; P.E. De Oliveira; E. Asanza & P.A. Colinvaux. 2001. The influence of biogeographic and ecological heterogeneity on Amazonian pollen spectra. **Journal of Tropical Ecology 17**(5): 729-43.

Butaye, J.; H. Jacquemyn; O. Honnay & M. Hermy. 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. **Journal of Vegetation Science 13**(1): 27-34.

Byer, M.D. & P.L. Weaver. 1977. Early secondary succession in an elfin woodland in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Biotropica 9**(1): 35-47.

Camargo, F.A.O.; C. Gianello; D. Rheinheimer; J. Kaminski & C.A. Bissani. 1999a. Fracionamento do N, P e S orgânicos. **In** G.A. Santos & F.A.O. Camargo eds., **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis Edições. p.359-88.

Camargo, F.A.O.; C. Gianello; M.J. Tedesco & C. Vidor. 1999b. Nitrogênio orgânico do solo. **In** G.A. Santos & F.A.O. Camargo eds., **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis Edições. p.117-37.

Camerik, A.M. & M.J.A. Werger. 1981. Leaf characteristics of the flora of the high plateau of Itatiaia, Brasil. **Biotropica 13**(1): 39-48.

Campbell, D.G. 1989. Quantitative inventory of tropical forests. **In** D.G. Campbell & H.D. Hammond eds., **Floristic inventory of tropical countries**. New York Botanical Garden. p.523-33.

Campbell, D.G. 1994. Scale and patterns of community structure in Amazonian forests. **In** P.J. Edwards, R.M. May & N.R. Webb eds., **Large scale ecology and conservation biology**. Blackwell. p.179-97.

Campbell, E.J.F. & D.McC. Newbery. 1993. Ecological relationships between lianas and trees in lowland rain forest in Sabah, East Malaysia. **Journal of Tropical Ecology 9**: 469-90.

Carvalho, A.R. 2000. Fitossociologia e modelo de distribuição de espécies em área de mata atlântica degradada por mineração em Joinville, SC. **Insula** (29): 89-105.

Carvalho, D.A.; A.T. Oliveira Filho; E.A. Vilela & M.L. Gavilanes. 1995. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande (Bom Sucesso, estado de Minas Gerais). **Revista Brasileira de Botânica 18**(1): 39-49.

Carvalho, L.M.T.; M.A.L. Fontes & A.T. Oliveira-Filho. 2000. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, south-eastern Brazil. **Plant Ecology 149**(1): 9-22.

Cassol, C.A. & A. Zago. 1983a. Relações entre características físicas e morfológica do solo e crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., em Passo Fundo, RS. **Ciência e Natura 5**: 87-94.

Cassol, C.A. & A. Zago. 1983b. Relações entre características químicas do solo e crescimento de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., em Passo Fundo, RS. **Ciência e Natura 5**: 95-101.

Catling, P.M. & L.P. Lefkovitch. 1989. Associations of vascular epiphytes in a Guatemalan cloud forest. **Biotropica 21**(1): 35-40.

Cavassan, O.; O. Cesar & F.R. Martins. 1984. Fitossociologia da vegetação arbórea da Reserva Estadual de Bauru, estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica 7**(2): 91-106.

Cavelier, J. 1996. Environmental factors and ecophysiological processes along altitudinal gradients in wet tropical mountains. **In** S.S. Mulkey, R.L. Chazdon & A.P. Smith eds., **Tropical forest plant ecophysiology**. Chapman & Hall. p.399-439.

Cavelier, J. & C.A. Mejia. 1990. Climatic factors and tree stature in the elfin cloud forest of Serrania de Macuira, Colombia. **Agricultural and Forest Meteorology 53**(1-2): 105-23.

Cavelier, J.; M. Jaramillo; D. Solis & D. León. 1997. Water balance and nutrient inputs in bulk precipitation in tropical montane cloud forest in Panama. **Journal of Hydrology 193**(1-4): 83-96.

Cervi, A.C.; L.A. Acra; L. Rodrigues; S. Train; S.L. Ivanchechen & A.L.O.R. Moreira. 1988. Contribuição ao conhecimento das epífitas (exclusive Bromeliaceae) de uma floresta de araucária do primeiro planalto paranaense. **Insula** (18): 75-82.

Cestaro, L.A.; J.L. Waechter & L.R.M. Baptista. 1986. Fitossociologia do estrato herbáceo da mata de araucária da Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, RS. **Hoehnea 13**: 59-72.

Chapin III, F.S.; A.J. Bloom; C.B. Field & R.H. Waring. 1987. Plant responses to multiple environmental factors. **BioScience 37**(1): 49-57.

Chapman, C.A. & L.J. Chapman. 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. **Conservation Biology 9**(3): 675-8.

Chen, Z.-S.; C.-F. Hsieh; F.-Y. Jiang; T.-H. Hsieh & I-F. Sun. 1997. Relations of soil properties to topography and vegetation in a subtropical rain forest in southern Taiwan. **Plant Ecology 132**(2): 229-41.

Chesson, P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 343-66.

Chittibabu, C.V. & N. Parthasarathy. 2000. Attenuated tree species diversity in human-impacted tropical evergreen forest sites at Kolli hills, Eastern Ghats, India. **Biodiversity and Conservation 9**(11): 1493-1519.

Citadini-Zanette, V. 1995. **Florística, fitossociologia e aspectos da dinâmica de um remanescente de mata atlântica na microbacia do Rio Novo, Orleans, SC**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.

Clark, D.A. & D.B. Clark. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rain forest. **Ecological Monographs 62**(3): 315-44.

Clark, D.B. 1996. Abolishing virginity. **Journal of Tropical Ecology 12**(5): 735-9.

Clark, D.B.; D.A. Clark & J.M. Read. 1998. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. **Journal of Ecology 86**(1): 101-12.

Clark, D.B.; M.W. Palmer & D.A. Clark. 1999. Edaphic factors and the landscape-scale distributions of tropical rain forest trees. **Ecology 80**(8): 2662-75.

Clark, J.S.; B. Beckage; P. Camill; B. Cleveland; J. HilleRisLambers; J. Lichter; J. McLachlan; J. Mohan & P. Wyckoff. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany 86**(1): 1-16.

Clarke, P.J.; R.A. Kerrigan & C.J. Westphal. 2001. Dispersal potential and early growth in 14 tropical mangroves: do early life history traits correlate with patterns of adult distribution? **Journal of Ecology 89**(4): 648-59.
Clinebell II, R.R.; O.L. Phillips; A.H. Gentry; N. Stark & H. Zuuring. 1995. Prediction of neotropical tree and liana species richness from soil and climatic data. **Biodiversity and Conservation 4**(1): 56-90.
Coelho, R.A.K. & T.T. Castellani. 1998. Regeneração de espécies nativas em área de plantio de *Pinus elliottii*, Florianópolis, SC. **Biotemas 11**(1): 33-44.
Condit, R.; N. Pitman; E.G. Leigh Jr.; J. Chave; J. Terborgh; R.B. Foster; P. Núñez V.; S. Aguilar; R. Valencia; G. Villa; H.C. Muller-Landau; E. Losos & S.P. Hubbell. 2002. Beta-diversity in tropical forest trees. **Science 295**(5555): 666-9.
Condit, R.; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 1992. Recruitment near conspecific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a neotropical forest. **American Naturalist 140**(2): 261-86.
Connell, J.H. & M.D. Lowman. 1989. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. **American Naturalist 134**(1): 88-119.
Coomes, D.A. & P.J. Grubb. 2000. Impacts of root competition in forests and woodlands: a theoretical framework and review of experiments. **Ecological Monographs 70**(2): 171-207.
Cordero, R.A. 1999. Ecophysiology of *Cecropia schreberiana* saplings in two wind regimes in a elfin cloud forest: growth, gas exchange, architecture and stem biomechanics. **Tree Physiology 19**(3): 153-63.
Cosgrove, D.J. 1997. Relaxation in a high-stress environment: the molecular bases of extensible cell walls and cell enlargement. **Plant Cell 9**(7): 1031-41.
Dansereau, P. 1966. Studies on the vegetation of Puerto Rico. I. Description and integration of the plant-communities. **Institute of Caribbean Science Special Publication** (1): 3-45, + apêndices, tabelas, 118 fotografias, 73 diagramas, 6 mapas [p.56-287].
De Boer, W. & G.A. Kowalchuk. 2001. Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. **Soil Biology & Biochemistry 33**(7-8): 853-66.
DeLong, S.C. & W.B. Kessler. 2000. Ecological characteristics of mature forest remnants left by wildfire. **Forest Ecology and Management 131**(1-3): 93-106.
Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. **Botanical Review 67**(2): 121-40.
Denslow, J.S. 1996. Functional group diversity and responses to disturbance. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.127-51. (Ecological Studies, 122).
De Steven, D. & F.E. Putz. 1984. Impact of mammals on early recruitment of a tropical canopy tree, *Dipteryx panamensis*, in Panama. **Oikos 43**(2): 207-16.
Dislich, R. & V.R. Pivello. 2002. Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five-year interval. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 20**: 1-12.
Dislich, R. & W. Mantovani. 1998. A flora de epífitas vasculares da Reserva da Cidade Universitária "Armando de Salles Oliveira" (São Paulo, Brasil). **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 17**: 61-83.
Dittrich, V.A.O.; C. Kozera & S. Menezes-Silva. 1999. Levantamento florístico dos epífitos vasculares do Parque Barigüi, Curitiba, Paraná, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (52): 11-21.
Dorneles, L.P.P. & R.R.B. Negrelle. 1999. Composição florística e estrutura do compartimento herbáceo de um estágio sucessional avançado da Floresta Atlântica, no sul do Brasil. **Biotemas 12**(2): 7-30.
Dorneles, L.P.P. & R.R.B. Negrelle. 2000. Aspectos da regeneração natural de espécies arbóreas da Floresta Atlântica. **Iheringia, Série Botânica** (53): 85-100.
Duivenvoorden, J.F. 1994. Vascular plant species counts in the rain forests of the middle Caquetá area, Colombian Amazonia. **Biodiversity and Conservation 3**: 685-715.
Duivenvoorden, J.F. 1995. Tree species composition and rain forest–environment relationships in the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. **Vegetatio 120**(2): 91-113.
Duivenvoorden, J.F. 1996. Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. **Biotropica 28**(2): 142-58.
Duivenvoorden, J.F.; J.-C. Svenning & S.J. Wright. 2002. Beta-diversity in tropical forests. **Science 295**(5555): 636-7.
Dupuy, J.M.; M. Santamaría & J. Cavelier. 1993. Estructura del bosque enano nublado de la Serranía de Macuira, Colombia, en laderas de barlovento y sotavento. **Biotropica 25**(3): 340-4.
Edwards, P.J. & P.J. Grubb. 1977. Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. I. The distribution of organic matter in the vegetation and soil. **Journal of Ecology 65**(3): 943-69.
Ehrendorfer, F.; I. Silberbauer-Gottsberger & G. Gottsberger. 1979. Variation on the population, racial, and species level in the primitive relic angiosperm genus *Drimys* (Winteraceae) in South America. **Plant Systematics and Evolution 132**(1-2): 53-83.
Elgersma, A.M. & S.S. Dhillion. 2002. Geographical variability of relationships between forest communities and soil nutrients along a temperature-fertility gradient in Norway. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 155-68.
Ellison, L. & J.E. Coaldrake. 1954. Soil mantle movement in relation to forest clearing in southeastern Queensland. **Ecology 35**(3): 380-8.
Embrapa [Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária]. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Serviço de Produção de Informação da Embrapa.
Ennos, A.R. 1997. Wind as an ecological factor. **Trends in Ecology & Evolution 12**(3): 108-11.
Ennos, A.R. 2000. The mechanics of root anchorage. **Advances in Botanical Research 33**: 133-57.
Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. **Oikos 77**(2): 248-58.
Ettema, C.H. & D.A. Wardle. 2002. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 177-83.
Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica 12**(2,suppl.): 2-7.

Ewel, J.J. & S.W. Bigelow. 1996. Plant life-forms and tropical ecosystem function. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.101-26. (Ecological Studies, 122).

Falkenberg, D.B. & J.C. Voltolini. 1995. The montane cloud forest in southern Brazil. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.138-49. (Ecological Studies, 110).

Feild, T.S.; M.A. Zwieniecki; M.J. Donoghue & N.M. Holbrook. 1998. Stomatal plugs of *Drimys winteri* (Winteraceae) protect leaves from mist but not drought. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 95**(24): 14256-9.

Feild, T.S.; M.A. Zwieniecki & N.M. Holbrook. 2000. Winteraceae evolution: an ecophysiological perspective. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(3): 323-34.

Flenley, J.R. 1992. Ultraviolet-B insolation and the altitudinal forest limit. **In** P.A. Furley, J. Proctor & J.A. Ratter eds., **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**. Chapman & Hall. p.273-82.

Flenley, J.R. 1995. Cloud forest, the Massenerhebung effect, and ultraviolet insolation. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.150-5. (Ecological Studies, 110).

Fontoura, T.; L.S. Sylvestre; A.M.S.F. Vaz & C.M. Vieira. 1997. Epífitas vasculares, hemiepífitas e hemiparasitas da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.89-101.

Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth-Science Reviews 55**(1-2): 73-106.

Frahm, J.-P. & S.R. Gradstein. 1991. An altitudinal zonation of tropical rain forests using bryophytes. **Journal of Biogeography 18**(6): 669-78.

Franco-Rosselli, P.; J. Betancur & J.L. Fernández-Alonso. 1997. Diversidad florística en dos bosques subandinos del sur de Colombia. **Caldasia 19**(1-2): 205-34.

Freiberg, M. & E. Freiberg. 2000. Epiphyte diversity and biomass in the canopy of lowland and montane forests of Ecuador. **Journal of Tropical Ecology 16**(5): 673-88.

Friend, A.D. 1993. The prediction and physiological significance of tree height. **In** A.M. Solomon & H.H. Shugart eds., **Vegetation dynamics and global change**. Chapman & Hall. p.101-15.

Friend, A.D. & F.I. Woodward. 1990. Evolutionary and ecophysiological responses of mountain plants to the growing season environment. **Advances in Ecological Research 20**: 59-124.

Frizano, J.; A.H. Johnson; D.R. Vann & F.N. Scatena. 2002. Soil phosphorus fractionation during forest development on landslide scars in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. **Biotropica 34**(1): 17-26.

Fupef [Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná]. 1980. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef.

Garcia, É.N. & I.I. Boldrini. 1999. Fitossociologia de um campo modificado da Depressão Central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (52): 23-34.

Gaston, K.J. 1994. **Rarity**. Chapman & Hall.

Gehlhausen, S.M.; M.W. Schwartz & C.K. Augspurger. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology 147**(1): 21-35.

Gentry, A.H. 1982. Patterns of neotropical plant species diversity. **Evolutionary Biology 15**: 1-84.

Gentry, A.H. 1988. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden 75**(1): 1-34.

Gentry, A.H. 1995. Patterns of diversity and floristic composition in neotropical montane forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.103-26.

Gentry, A.H. & C.H. Dodson. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. **Annals of the Missouri Botanical Garden 74**(2): 205-33.

Gentry, A.H. & L.H. Emmons. 1987. Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understory of neotropical forests. **Biotropica** 19(3): 216-27.

Gerhardt, E.J.; C.A.G. Finger; S.J. Longhi & M.V. Schumacher. 2001. Contribuição da análise multivariada na classificação de sítios em povoamentos de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze., baseada nos fatores físicos e morfológicos do solo e no conteúdo de nutrientes da serapilheira. **Ciência Florestal 11**(2): 41-57.

Ghani, N.L.B.; H.O. Rocha; D. Schmidlin; M.R. Nanni & C.H. Rocha. 1995. Levantamento de solos do Parque Estadual Pico do Marumbi através da integração de técnicas convencionais com geoprocessamento - Serra do Mar - PR. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 14**(1-2): 197-200.

Giulietti, A.M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & N.L. Menezes. s.d. **BIB-111 Morfologia de fanerógamas I**. Apostila do curso teórico, Departamento de Botânica da USP.

Giusti, L.; A. Slanis & P. Aceñolaza. 1995. Fitosociología de los bosques de aliso (*Alnus acuminata* H.B.K. ssp. *acuminata*) de Tucumán (Argentina). **Lilloa 38**(2): 93-120.

Givnish, T.J. 1999. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology 87**(2): 193-210.

Golley, F.B. 1983. Nutrient cycling and nutrient conservation. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.137-56. (Ecosystems of the world, 14A).

Gonçalves, C.N. & J.L. Waechter. 2001a. Padrões de abundância e distribuição de epífitos vasculares sobre figueiras isoladas no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.135.

Gonçalves, C.N. & J.L. Waechter. 2001b. Influência do tamanho e da distribuição de figueiras isoladas em padrões espaciais de epífitos vasculares na planície costeira do Rio Grande do Sul. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.404.

Gower, S.T. 1987. Relations between mineral nutrient availability and fine root biomass in two Costa Rican tropical wet forests: a hypothesis. **Biotropica 19**(2): 171-5.

Grace, J. 1988. The functional significance of short stature in montane vegetation. **In** M.J.A. Werger, P.J.M. van de Aart, H.J. During & J.T.A. Verhoeven eds., **Plant form and vegetation structure**. SPB Academic Publishing. p.201-9.
Grau, H.R.; M.F. Arturi; A.D. Brown & P.G. Aceñolaza. 1997. Floristic and structural patterns along a chronosequence of secondary forest succession in Argentinean subtropical montane forests. **Forest Ecology and Management 95**(2): 161-71.
Green, T.G.A. & G.T. Jane. 1983. Diurnal patterns of water potential in the evergreen cloud forests of the Kaimai Ranges, North Island, New Zealand. **New Zealand Journal of Botany 21**(4): 379-89.
Greig-Smith, P. 1983. **Quantitative plant ecology**. 3ed. Blackwell Scientific Publications.
Grieve, I.C.; J. Proctor & S.A. Cousins. 1990. Soil variation with altitude on Volcan Barva, Costa Rica. **Catena 17**: 525-34.
Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology 86**(6): 902-10.
Grombone, M.T.; L.C. Bernacci; J.A.A. Meira Neto; J.Y. Tamashiro & H.F. Leitão Filho. 1990. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia – estado de São Paulo). **Acta Botanica Brasilica 4**(2): 47-64.
Grubb, P.J. 1971. Interpretation of the "Massenerhebung" effect on tropical mountains. **Nature 229**: 44-5.
Grubb, P.J. 1977a. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews 52**(1): 107-45.
Grubb, P.J. 1977b. Control of forest growth and distribution on wet tropical mountains: with special reference to mineral nutrition. **Annual Review of Ecology and Systematics 8**: 83-107.
Grubb, P.J. 1987. Global trends in species-richness in terrestrial vegetation: a view from the Northern Hemisphere. **In** J.H.R. Gee & P.S. Giller eds., **Organization of communities, past and present**. Blackwell Scientific Publications. p.99-118.
Grubb, P.J. 1995. Mineral nutrition and soil fertility in tropical rain forests. **In** A.E. Lugo & C. Lowe eds., **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag. p.308-30. (Ecological Studies, 112).
Grubb, P.J. & E.V.J. Tanner. 1976. The montane forests and soils of Jamaica: a reassessment. **Journal of the Arnold Arboretum 57**(3): 313-68.
Grubb, P.J.; J.R. Lloyd; T.D. Pennington & T.C. Whitmore. 1963. A comparison of montane and lowland rain forest in Ecuador. I. The forest structure, physiognomy, and floristics. **Journal of Ecology 51**(3): 567-601.
Grubb, P.J. & T.C. Whitmore. 1966. A comparison of montane and lowland rain forest in Ecuador. II. The climate and its effects on the distribution and physiognomy of the forests. **Journal of Ecology 54**(2): 303-33.
Guedes-Bruni, R.R.; S.V.A. Pessoa & B.C. Kurtz. 1997. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.127-45.
Guedes-Bruni, R.R. & W. Mantovani. 1999. Espécies arbóreas raras em dossel de seis unidades fisionômicas de mata atlântica no Rio de Janeiro: uma abordagem preliminar. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.264-5.
Guimarães, A.J.M.; G.F. Corrêa & G.M. Araújo. 2001. Características da vegetação e do solo em duas comunidades vegetais contíguas no Triângulo Mineiro. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 7**: 113-27.
Hall, J.B. & M.D. Swaine. 1976. Classification and ecology of closed-canopy forest in Ghana. **Journal of Ecology 64**( ): 913-51.
Hallé, F.; R.A.A. Oldeman & P.B. Tomlinson. 1978. **Tropical trees and forests**. Springer-Verlag.
Hamilton, L.S.; J.O. Juvik & F.N. Scatena. 1995. The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: introduction and workshop synthesis. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.1-23. (Ecological Studies, 110).
Hanski, I. 1999. **Metapopulation ecology**. Oxford University Press.
Harcombe, P.A. 1980. Soil nutrient loss as a factor in early tropical secondary succession. **Biotropica 12**(2,suppl.): 8-15.
Harrington, G.N.; A.K. Irvine; F.H.J. Crome & L.A. Moore. 1997. Regeneration of large-seeded trees in Australian rainforest fragments: a study of higher-order interactions. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.292-303.
Harrison, S. 1997. How natural habitat patchiness affects the distribution of diversity in Californian serpentine chaparral. **Ecology 78**(6): 1898-906.
Harrison, S. 1999. Local and regional diversity in a patchy landscape: native, alien, and endemic herbs on serpentine. **Ecology 80**(1): 70-80.
Hart, T.B. 1990. Monospecific dominance in tropical rain forests. **Trends in Ecology & Evolution 5**(1): 6-11.
Hart, T.B.; J.A. Hart & P.G. Murphy. 1989. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **American Naturalist 133**(5): 613-33.
Hartshorn, G.S. & B.E. Hammel. 1994. Vegetation types and floristic patterns. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.73-89.
Hawkins, B.A. 2001. Ecology's oldest pattern? **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 470.
Heaney, A. & J. Proctor. 1990. Preliminary studies on forest structure and floristics on Volcán Barva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology 6**(3): 307-20.
Hegarty, E.E. & G. Caballé. 1991. Distribution and abundance of vines in forest communities. **In** F.E. Putz & H.A. Mooney eds., **The biology of vines**. Cambridge University Press. p.313-35.
Henry, J.D. & J.M.A. Swan. 1974. Reconstructing forest history from live and dead plant material – an approach to the study of forest succession in southwest New Hampshire. **Ecology 55**(4): 772-83.
Herrera, B. & B. Finegan. 1997. Substrate conditions, foliar nutrients and the distributions of two canopy tree species in a Costa Rican secondary rain forest. **Plant and Soil 191**(2): 259-67.

Herwitz, S.R. & S.S. Young. 1994. Mortality, recruitment, and growth rates of montane tropical rain forest canopy trees on Mount Bellenden-Ker, northeast Queensland, Australia. **Biotropica 26**(4): 350-61.
Hietz, P. 1997. Population dynamics of epiphytes in a Mexican humid montane forest. **Journal of Ecology 85**(6): 767-75.
Hietz, P. & O. Briones. 1998. Correlation between water relations and within-canopy distribution of epiphytic ferns in a Mexican cloud forest. **Oecologia 114**(3): 305-16.
Hietz, P. & U. Hietz-Seifert. 1995a. Composition and ecology of vascular epiphyte communities along an altitudinal gradient in central Veracruz, Mexico. **Journal of Vegetation Science 6**(4): 487-98.
Hietz, P. & U. Hietz-Seifert. 1995b. Structure and ecology of epiphyte communities of a cloud forest in central Veracruz, Mexico. **Journal of Vegetation Science 6**(5): 719-28.
Hietz-Seifert, U.; P. Hietz & S. Guevara. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. **Biological Conservation 75**(2): 103-11.
Hobbie, S.E. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in Ecology & Evolution 7**(10): 336-9.
Hofstede, R.G.M.; K.J.M. Dickinson & A.F. Mark. 2001. Distribution, abundance and biomass of epiphyte-lianoid communities in a New Zealand lowland *Nothofagus*-podocarp temperate rain forest: tropical comparisons. **Journal of Biogeography 28**(8): 1033-49.
Högberg, P. 1986. Soil nutrient availability, root symbioses and tree species composition in tropical Africa: a review. **Journal of Tropical Ecology 2**(4): 359-72.
Holt, R.D.; J.H. Lawton; G.A. Polis & N.D. Martinez. 1999. Trophic rank and the species-area relationship. **Ecology 80**(5): 1495-1504.
Hooper, D.U.; D.E. Bignell; V.K. Brown; L. Brussaard; J.M. Dangerfield; D.H. Wall; D.A. Wardle; D.C. Coleman; K.E. Giller; P. Lavelle; W.H. Van der Putten; P.C. Ruiter; J. Rusek; W.L. Silver; J.M. Tiedje & V. Wolters. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. **BioScience 50**(12): 1049-61.
Hooper, D.U. & P.M. Vitousek. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. **Ecological Monographs 68**(1): 121-49.
Howard, R.A. 1968. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico, 1. Introduction and composition studies. **Journal of the Arnold Arboretum 49**(4): 381-418.
Howard, R.A. 1969. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico, 8. Studies of stem growth and form and of leaf structure. **Journal of the Arnold Arboretum 50**(2): 225-61.
Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. **Coral Reefs 16**(Suppl.): S9-S21.
Hubbell, S.P. & R.B. Foster. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. **In** M. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.205-31.
Hubbell, S.P. & R.B. Foster. 1987. The spatial context of regeneration in a neotropical forest. **In** A.J. Gray, M.J. Crawley & P.J. Edwards eds., **Colonization, succession and stability**. Blackwell Scientific Publications. p.395-412.
Hubbell, S.P.; R.B. Foster; S.T. O'Brien; K.E. Harms; R. Condit; B. Wechsler; S.J. Wright & S.L. de Lao. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science 283**(5401): 554-7.
Hübner, C. & H. Ziegler. 1998. UV-B effects on physiological parameters of three species of *Rumex* with natural distribution at different altitudes. **Journal of Plant Physiology 152**(2-3): 336-44.
Hunter, J.R. 1993. What is the major role of latex in plants? **Association for Tropical Biology. 30th Annual Meeting**. A.T.B. p.94.
Hunter, J.R. 1994. Reconsidering the functions of latex. **Trees 9**: 1-5.
Huston, M. 1980. Soil nutrients and tree species richness in Costa Rican forests. **Journal of Biogeography 7**(2): 147-57.
Huston, M. 1994. **Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge University Press.
IBGE [Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de Geodésia e Cartografia]. 1976. **Aiurê**. Secretaria de Planejamento da Presidência da República. [mapa]
Ingram, S.W. & N.M. Nadkarni. 1993. Composition and distribution of epiphytic organic matter in a neotropical cloud forest, Costa Rica. **Biotropica 25**(4): 370-83.
Ivanauskas, N.M. & R.R. Rodrigues. 2000. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 23**(3): 291-304.
Ivanauskas, N.M.; R.R. Rodrigues & A.G. Nave. 2002. Fitossociologia de um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga–SP, para fins de restauração de áreas degradadas. **Revista Árvore 26**(1): 43-57.
Janos, D.P. 1980. Mycorrhizae influence tropical succession. **Biotropica 12**(2, suppl.): 56-64.
Jansen, M.A.K.; V. Gaba & B.M. Greenberg. 1998. Higher plants and UV-B radiation: balancing damage, repair and acclimation. **Trends in Plant Science 3**(4): 131-5.
Janzen, D.H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. **American Naturalist 104**(940): 501-28.
Jarenkow, J.A. 1994. **Estudo fitossociológico comparativo entre duas áreas com mata de encosta no Rio Grande do Sul**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.
Jarenkow, J.A. & L.R.M. Baptista. 1987. Composição florística e estrutura da mata com araucária na Estação Ecológica de Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul. **Napaea** (3): 9-18.
Jenkins, M.A. & G.R. Parker. 2000. The response of herbaceous-layer vegetation to anthropogenic disturbance in intermittent stream bottomland forests of southern Indiana, USA. **Plant Ecology 151**(2): 223-37.
Jenkinson, D.S.; J. Meredith; J.I. Kinyamario; G.P. Warren; M.T.F. Wong; D.D. Harkness; R. Bol & K. Coleman. 1999. Estimating net primary production from measurements made in soil organic matter. **Ecology 80**(8): 2762-73.
Johnston, M.H. 1992. Soil–vegetation relationships in a tabonuco forest community in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Journal of Tropical Ecology 8**(3): 253-63.

Jordan, C.F. 1991. Nutrient cycling processes and tropical forest management. **In** A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore & M. Hadley eds., **Rain forest regeneration and management**. UNESCO & Parthenon. p.159-80. (Man and the Biosphere, 6).
Jørgensen, P.M.; C. Ulloa Ulloa; J.E. Madsen & R. Valencia R. 1995. A floristic analysis of the high Andes of Ecuador. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.221-37.
Jose, S.; A.R. Gillespie; S.J. George & B.M. Kumar. 1996. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. **Forest Ecology and Management 87**: 51-62.
Jungblut, M. & L.F.S. Pinto. 1997. Levantamento de solos do Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. **Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUCRS** (3): 29-94.
Kapos, V. & E.V.J. Tanner. 1985. Water relations of Jamaican upper montane rain forest trees. **Ecology 66**(1): 241-50.
Kappelle, M.; A.M. Cleef & A. Chaverri. 1989. Phytosociology of montane *Chusquea – Quercus* forests, Cordillera de Talamanca, Costa Rica. **Brenesia** (32): 73-105.
Kappelle, M.; J.-G. Van Uffelen & A.M. Cleef. 1995a. Altitudinal zonation of montane *Quercus* forests along two transects in Chirripó National Park, Costa Rica. **Vegetatio 119**(2): 119-53.
Kappelle, M.; P.A.F. Kennis & R.A.J. de Vries. 1995b. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. **Biodiversity and Conservation 4**(1): 10-34.
Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. **Biotropica 23**(3): 219-24.
Keddy, P.A. & C.G. Drummond. 1996. Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystem. **Ecological Applications 6**: 748-62.
Kelly, D.L.; E.V.J. Tanner; E.M. Nic Lughadha & V. Kapos. 1994. Floristics and biogeography of a rain forest in the Venezuelan Andes. **Journal of Biogeography 21**: 421-40.
Kelly, E.F.; O.A. Chadwick & T.E. Hilinski. 1998. The effect of plants on mineral weathering. **Biogeochemistry 42**(1-2): 21-53.
Kelly, P.E. & D.W. Larson. 1997. Dendroecological analysis of the population dynamics of an old-growth forest on cliff-faces of the Niagara Escarpment, Canada. **Journal of Ecology 85**(4): 467-78.
Kent, M. & P. Coker. 1998. **Vegetation description and analysis. A practical approach**. John Wiley & Sons.
Ker, J.C.; J.A. Almeida; P.J. Fasolo & D.P. Hochmüller. 1986. Pedologia. Levantamento exploratório de solos. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.405-540, 1 mapa.
Kersten, R.A. & S.M. Silva. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta da planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 24**(2): 213-26.
Kessler, M. 2000a. Altitudinal zonation of Andean cryptogam communities. **Journal of Biogeography 27**(2): 275-82.
Kessler, M. 2000b. Elevational gradients in species richness and endemism of selected plant groups in the central Bolivian Andes. **Plant Ecology 149**(2): 181-93.
Kessler, M. 2000c. Upslope-directed mass effect in palms along an Andean elevational gradient: a cause for high diversity at mid-elevations? **Biotropica 32**(4a): 756-9.
Kessler, M. 2001. Pteridophytes species richness in Andean forests in Bolivia. **Biodiversity and Conservation 10**(9): 1473-95.
Kinsman, S. 1990. Regeneration by fragmentation in tropical montane forest shrubs. **American Journal of Botany 77**(12): 1626-33.
Kitayama, K. 1992. An altitudinal transect study of the vegetation on Mount Kinabalu, Borneo. **Vegetatio 102**(2): 149-71.
Kitayama, K. 1995. Biophysical conditions of the montane cloud forests of Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.183-97. (Ecological Studies, 110).
Kitayama, K. & S.-I. Aiba. 2002. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forest along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology 90**(1): 37-51.
Klein, R.M. 1960. O aspeto dinâmico do pinheiro brasileiro. **Sellowia 12**(12): 17-44, 4 estampas.
Klein, R.M. 1970. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (ELEO): 7.
Klein, R.M. 1980. Aspectos ecológicos do pinheiro-brasileiro. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.70.
Klein, R.M. 1997. Observações ecológicas. **Flora Ilustrada Catarinense** (WINT): 7-8, 14-5.
Knight, D.H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. **Ecological Monographs 45**: 259-84.
Körner, C. 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. **Oecologia 115**(4): 445-59.
Körner, C. 1999. **Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems**. Springer-Verlag.
Kozlowski, T.T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 195-221.
Kozlowski, T.T.; P.J. Kramer & J.G. Pallardy. 1991. **The physiological ecology of woody plants**. Academic Press.
Krebs, C.J. 1989. **Ecological methodology**. HarperCollins.
Kress, W.J. 1986. The systematic distribution of vascular epiphytes: an update. **Selbyana 9**(1): 2-22.
Kress, W.J. 1989. The systematic distribution of vascular epiphytes. **In** U. Lüttge ed., **Vascular plants as epiphytes. Evolution and ecophysiology**. Springer-Verlag. p.234-61. (Ecological Studies, 76).
Kunin, W.E. 1997. Sample shape, spatial scale and species counts: implications for reserve design. **Biological Conservation 82**(3): 369-77.
Kutschera, U. 2001. Stem elongation and cell wall proteins in flowering plants. **Plant Biology 3**(5): 466-80.
Lacerda, M.S. 2001. **Composição florística e estrutura da comunidade arbórea num gradiente altitudinal da Mata Atlântica**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biologia da Unicamp.
Landeweert, R.; E. Hoffland; R.D. Finlay; T.W. Kuyper & N. van Breemen. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 248-54.
Larcher, W. 2000. **Ecofisiologia vegetal**. RiMa.

Larson, D.W.; U. Matthes; J.A. Gerrath; N.W.K. Larson; J.M. Gerrath; J.C. Nekola; G.L. Walker; S. Porembski & A. Charlton. 2000. Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. **Journal of Biogeography 27**(2): 319-31.

Laurance, W.F.; D. Pérez-Salicrup; P. Delamônica; P.M. Fearnside; S. D'Angelo; A. Jerozolinski; L. Pohl & T.E. Lovejoy. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology 82**(1): 105-16.

Laurance, W.F.; L.V. Ferreira; J.M. Rankin-de Merona & R.W. Hutchings. 1998. Influence of plot shape on estimates of tree diversity and community composition in central Amazonia. **Biotropica 30**(4): 662-5.

Lawton, R. & V. Dryer. 1980. The vegetation of the Monteverde Cloud Forest Reserve. **Brenesia** (18): 101-16.

Lawton, R.O. 1982. Wind stress and elfin stature in a montane rain forest tree: an adaptive explanation. **American Journal of Botany 69**(8): 1224-30.

Lawton, R.O. 1984. Ecological constraints on wood density in a tropical montane rain forest. **American Journal of Botany 71**(2): 261-7.

Leitão Filho, H.F.; S.N. Pagano; O. Cesar; J.L. Timoni & J.J. Rueda. 1993. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. Ed. da Unesp & Ed. da Unicamp.

Lescure, J.-P. & R. Boulet. 1985. Relationships between soil and vegetation in a tropical rain forest in French Guiana. **Biotropica 17**(2): 155-64.

Lesica, P. & R.K. Antibus. 1990. The occurrence of mycorrhizae in vascular epiphytes of two Costa Rican rain forests. **Biotropica 22**(3): 250-8.

Leuschner, C. 1996. Timberline and alpine vegetation on the tropical and warm-temperate oceanic islands of the world: elevation, structure and floristics. **Vegetatio 123**(2): 193-206.

Leuschner, C. 2000. Are high elevations in tropical mountains arid environments for plants? **Ecology 81**(5): 1425-36.

Lewinsohn, T.M. 1991. The geographical distribution of plant latex. **Chemoecology 2**: 64-8.

Lewis, S.L. & E.V.J. Tanner. 2000. Effects of above- and belowground competition on growth and survival of rain forest tree seedlings. **Ecology 81**(9): 2525-38.

Lieberman, D. 1996. Demography of tropical tree seedlings: a review. **In** M.D. Swaine ed., **The ecology of tropical forest tree seedlings**. UNESCO & Parthenon. p.131-8. (Man and the Biosphere, 17).

Lieberman, D.; M. Lieberman; R. Peralta & G.S. Hartshorn. 1996. Tropical forest structure and composition on a large-scale altitudinal gradient in Costa Rica. **Journal of Ecology 84**(2): 137-52.

Lieberman, M. & D. Lieberman. 1994. Patterns of density and dispersion of forest trees. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.106-19.

Lieberman, M.; D. Lieberman; G.S. Hartshorn & R. Peralta. 1985. Small-scale altitudinal variation in lowland wet tropical forest vegetation. **Journal of Ecology 73**(2): 505-16.

Lodge, D.J.; W.H. McDowell & C.P. McSwiney. 1994. The importance of nutrient pulses in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution 9**(10): 384-7.

Longo, A.N.; O.L. Weber & F. Steinbach. 1993. Análise da regeneração natural da mata atlântica no sul do município de Blumenau. **Anais do 1° Congresso Florestal Panamericano/7° Congresso Florestal Brasileiro**. SBS & SBEF. v.1, p.316-8.

Loreau, M.; S. Naeem; P. Inchausti; J. Bengtsson; J.P. Grime; A. Hector; D.U. Hooper; M.A. Huston; D. Raffaelli; B. Schmid; D. Tilman & D.A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science 294**(5543): 804-8.

Lovett, J.C. 1998. Continuous change in Tanzanian moist forest tree communities with elevation. **Journal of Tropical Ecology 14**(5): 719-22.

Lugo, A.E. & F.N. Scatena. 1995. Ecosystem-level properties of the Luquillo Experimental Forest with emphasis on the tabonuco forest. **In** A.E. Lugo & C. Lowe eds., **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag. p.59-108. (Ecological Studies, 112).

Lüttge, U. 1997. **Physiological ecology of tropical plants**. Springer.

Lyford, W.H. 1969. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico, 7. Soil, root, and earthworm relationships. **Journal of the Arnold Arboretum 50**(2): 210-24.

Machado, S.A. & J.D.P. Siqueira. 1980. Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.4-9.

Mackey, B.G. 1993. A spatial analysis of the environmental relations of rainforest structural types. **Journal of Biogeography 20**(3): 303-36.

Madany, M.H. & N.E. West. 1983. Livestock grazing-fire regime interactions within montane forests of Zion National Park, Utah. **Ecology 64**(4): 661-7.

Madison, M. 1977. Vascular epiphytes: their systematic occurrence and salient features. **Selbyana 2**(1): 1-13.

Madsen, J.E. & B. Øllgaard. 1994. Floristic composition, structure, and dynamics of an upper montane rain forest in Southern Ecuador. **Nordic Journal of Botany 14**(4): 403-23.

Mantovani, W.; R.R. Rodrigues; L. Rossi; S. Romaniuc-Neto; E.L.M. Catharino & I. Cordeiro. 1990. A vegetação na serra do Mar. **II Simpósio de ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira. Estrutura, função e manejo**. Aciesp. p.348-84. (Publicação Aciesp, 71-1)

Marques Filho, A.O & R.G. Dallarosa. 2001. Atenuação de radiação solar e distribuição vertical de área foliar em floresta - Reserva Jaru - Rondônia, Brasil. **Acta Amazonica 31**(1): 39-59.

Martínez Ramos, M. 1991. **Patrones, procesos y mecanismos en la comunidad de plantulas de una selva humeda neotropical**. Tesis doctoral presentada en el Centro de Ecología de UNAM.

Martins, F.R. 1978. Critérios para a avaliação de recursos vegetais. **Anais do Simpósio sobre a comunidade vegetal como unidade biológica, turística e econômica**. Aciesp. p.136-49. (Publicação Aciesp, 15).

Martins, F.R. 1989. Fitossociologia de florestas do Brasil: um histórico bibliográfico. **Pesquisas, Botânica** (40): 103-64.

Martins, F.R. 1990. Esboço histórico da fitossociologia florestal no Brasil. **Anais do XXXVI Congresso Brasileiro de Botânica**. Ibama. v.1, p.33-58.
Martins, F.R. 1991. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Ed. da Unicamp.
Martins, F.R.; V.V. Scudeller & G.J. Shepherd. 1998. Análise geográfica de espécies arbóreas na Floresta Ombrófila Densa do domínio da Mata Atlântica no estado de São Paulo. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.197-8.
Matlack, G.R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. **Journal of Ecology 82**(1): 113-23. [somente mata decídua]
Matthes-Sears, U. & D.W. Larson. 1995. Rooting characteristics of trees in rock: a study of *Thuja occidentalis* on cliff faces. **International Journal of Plant Sciences 156**(5): 679-86.
McGroddy, M. & W.L. Silver. 2000. Variations in belowground carbon storage and soil CO_2 flux rates along a wet tropical climate gradient. **Biotropica 32**(4a): 614-24.
McKee, K.L. 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution - reciprocal effects? **Journal of Ecology 81**(3): 477-87.
Meguro, M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & A.M. Giulietti. 1996. Caracterização florística e estrutural de matas ripárias e capões de altitude da Serra do Cipó, Minas Gerais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 15**: 13-29.
Meira-Neto, J.A.A. & F.R. Martins. 2000. Composição florística do estrato herbáceo-arbustivo de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore 24**(4): 407-16.
Meira Neto, J.A.A.; L.C. Bernacci; M.T. Grombone; J.Y. Tamashiro & H.F. Leitão Filho. 1989. Composição florística da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia, estado de São Paulo). **Acta Botanica Brasilica 3**(2): 51-74.
Mendes, I.C.A. 1994. Anéis de crescimento e outros sinais morfológicos em árvores tropicais e subtropicais. **Workshop sobre crescimento de plantas lenhosas nativas**. p.6-8.
Migenis, L.E. & J.D. Ackerman. 1993. Orchid-phorophyte relationships in a forest watershed in Puerto Rico. **Journal of Tropical Ecology 9**: 231-40.
Miranda, T. & B. Harter-Marques. 2001. Comparação das espécies epifitas de orquídeas ocorrentes em dois ecossistemas no Planalto das Araucárias do Rio Grande do Sul. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.230.
Moffett, M.W. 2000. What's "up"? A critical look at the basic terms of canopy biology. **Biotropica 32**(4a): 569-96.
Monedero, C. 1998. Quantitative analysis of the arboreal structure in a tropical cloud forest: ramal interior of the Cordillera de la Costa, Loma de Hierro (estado Aragua), Venezuela. **In** F. Dallmeier & J.A. Comiskey eds., **Forest biodiversity in North, Central and South America, and the Caribbean. Research and monitoring**. UNESCO & Parthenon. p.427-47. (Man and the Biosphere Series, 21).
Moreno-Casasola, P. 1996. **Vida y obra de granos y semillas**. Fondo de Cultura Económica. (La Ciencia desde México, 146).
Mueller-Dombois, D. & H. Ellenberg. 1974. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons.
Muller-Landau, H.C.; S.J. Wright; O. Calderón; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 2002. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.35-53.
Musil, C.F.; M.C. Rutherford; L.W. Powrie; L.O. Björn & D.J. McDonald. 1999. Spatial and temporal changes in South African solar ultraviolet-B exposure: implications for threatened taxa. **Ambio 28**(5): 450-6.
Nadkarni, N.M. 1984. Epiphyte biomass and nutrient capital of a neotropical elfin forest. **Biotropica 16**(4): 249-56.
Nadkarni, N.M.; A.R. Cobb & R. Solano. 2000. Interception and retention of macroscopic bryophyte fragments by branch substrates in a tropical cloud forest: an experimental and demographic approach. **Oecologia 122**(1): 60-5.
Nadkarni, N.M. & T.J. Matelson. 1992. Biomass and nutrient dynamics of epiphytic litterfall in a neotropical montane cloud forest, Costa Rica. **Biotropica 24**(1): 24-30.
Nadkarni, N.M.; T.J. Matelson & W.A. Haber. 1995. Structural characteristics and floristic composition of a Neotropical cloud forest, Monteverde, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology 11**(4): 481-95.
Nascimento, M.T. & J. Proctor. 2001. Leaf herbivory on three tree species in a monodominant and two other *terra firme* forests on Maracá Island, Brazil. **Acta Amazonica 31**(1): 27-38.
Negrelle, R.R.B. 1995a. **Composição florística, estrutura fitossociológica e dinâmica de regeneração da floresta atlântica na Reserva Volta Velha, mun. Itapoá, SC**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais da UFSCar.
Negrelle, R.R.B. 1995b. Sprouting after uprooting of canopy trees in the Atlantic rain forest of Brazil. **Biotropica 27**(4): 448-54.
Negrelle, R.R.B. 2001. Espécies raras da Floresta Pluvial Atlântica? **Biotemas 14**(2): 7-21.
Negrelle, R.B.B. & F.C. Silva. 1992. Fitossociologia de um trecho de floresta com *Araucaria angustifolia* (Bert.) O.Ktze. no município de Caçador-SC. **Boletim de Pesquisa Florestal** (24-25): 37-54.
Nekola, J.C. & P.S. White. 1999. The distance decay of similarity in biogeography and ecology. **Journal of Biogeography 26**(4): 867-78.
Nelson, B.W.; V. Kapos; J.B. Adams; W.J. Oliveira; O.P.G. Braun & I.L. Amaral. 1994. Forest disturbance by large blowdowns in the Brazilian Amazon. **Ecology 75**(3): 853-8.
Neumann, G. & E. Martinoia. 2002. Cluster roots - an underground adaptation for survival in extreme environments. **Trends in Plant Science 7**(4): 162-7.
Newbery, D.McC. & J. Proctor. 1984. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. IV. Associations between tree distribution and soil factors. **Journal of Ecology 72**(2): 475-93.
Nieder, J.; S. Engwald; M. Klawun & W. Barthlott. 2000. Spatial distribution of vascular epiphytes (including hemiepiphytes) in a lowland Amazonian rain forest (Surumoni crane plot) of southern Venezuela. **Biotropica 32**(3): 385-96.
Nieder, J.; S. Engwald & W. Barthlott. 1999. Patterns of neotropical [vascular] epiphyte diversity. **Selbyana 20**(1): 66-75.

Nierop, K.G.J.; B. van Lagen & P. Buurman. 2001. Composition of plant tissues and soil organic matter in the first stages of a vegetation succession. **Geoderma 100**(1-2): 1-24.
Niklasson, M. & A. Granström. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. **Ecology 81**(6): 1484-99.
Niklasson, M. & B. Drakenberg. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. **Biological Conservation 101**(1): 63-71.
Nilsson, S.G.; M. Niklasson; J. Hedin; G. Aronsson; J.M. Gutowski; P. Linder; H. Ljungberg; G. Mikusinski & T. Ranius. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management 161**(1-3): 189-204.
Nobel, P.S. 1999. **Physicochemical & environmental plant physiology**. 2ed. Academic Press.
Nobel, P.S.; P.M. Miller & E.A. Graham. 1992. Influence of rocks on soil temperature, soil water potential, and rooting patterns for desert succulents. **Oecologia 92**(1): 90-6.
Noguchi, Y. 1979. Deformation of trees in Hawaii and its relation to wind. **Journal of Ecology 67**(2): 611-28.
Noguchi, Y. 1992a. Vegetation asymmetry in Hawaii under the trade wind regime. **Journal of Vegetation Science 3**: 223-30.
Noguchi, Y. 1992b. Hydrometeorological differences between opposite valley slopes and vegetation asymmetry in Hawaii. **Journal of Vegetation Science 3**: 231-8.
Nordén, B. & T. Appelqvist. 2001. Conceptual problems of Ecological Continuity and its bioindicators. **Biodiversity and Conservation 10**(5): 779-91.
Nunes, V.F. & J.L. Waechter. 1998. Florística e aspectos fitogeográficos de Orchidaceae epifíticas de um morro granítico subtropical. **Pesquisas, Botânica** (48): 157-91.
Ó'Cinnéide, M.S. 1975. Aspect and wind direction as factors in forest stability: the case of Northern Ireland. **Journal of Biogeography 2**(2): 137-40.
Ogden, J. & J.A. Powell. 1979. A quantitative description of the forest vegetation on an altitudinal gradient in the Mount Field National Park, Tasmania, and a discussion of its history and dynamics. **Australian Journal of Ecology 4**: 293-325.
Ohsawa, M. 1984. Differentiation of vegetation zones and species strategies in the subalpine region of Mt. Fuji. **Vegetatio 57**(1): 15-52.
Oliveira, J.B.; P.K. Jacomine & M.N. Camargo. 1992. **Classes gerais de solos do Brasil**. 2ed. Funep.
Oliveira, R.J.; W. Mantovani & M.M.R.F. Melo. 2001. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica 15**(3): 391-412.
Oliveira, R.R.; A.S. Zaú; D.F. Lima; D.O. Sodré; M.B.R. Silva; M.C. Vianna & P.D. Sampaio. 1992. Significado ecológico da orientação de encostas no Maciço da Tijuca - Rio de Janeiro, RJ. **Resumos do "Simpósio sobre estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas"**. UFRJ. p.81.
Oliveira-Filho, A.T.; E.A. Vilela; D.A. Carvalho & M.L. Gavilanes. 1994a. Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora 189**(4): 287-305.
Oliveira-Filho, A.T.; E.A. Vilela; D.A. Carvalho & M.L. Gavilanes. 1994b. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology 10**: 483-508.
Oliveira-Filho, A.T. & J.N.M. Machado. 1993. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica 7**(2): 71-88.
Oliveira-Filho, A.T. & M.A.L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica 32**(4b): 793-810.
Oliveira-Filho, A.T.; N. Curi; E.A. Vilela & D.A. Carvalho. 1997. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora 192**(1): 47-64.
Oliveira Filho, L.C. org. 1992. Inventário nas formações florestais e campestres. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE. p.39-54. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).
Onipchenko, V.G.; M.I. Makarov & E. van der Maarel. 2001. Influence of alpine plants on soil nutrient concentrations in a monoculture experiment. **Folia Geobotanica 36**(3): 225-41.
Oosterhoorn, M. & M. Kappelle. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management 126**(3): 291-307.
Orians, G.H.; R. Dirzo & J.H. Cushman. 1996. Synthesis. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.195-220. (Ecological Studies, 122).
Otero-Arnaiz, A.; S. Castillo; J. Meave & G. Ibarra-Manríquez. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México. **Biotropica 31**(2): 243-54.
Paciorek, C.J.; R. Condit; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 2000. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of Ecology 88**(5): 765-77.
Palik, B.J. & P.G. Murphy. 1990. Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. **Forest Ecology and Management 32**: 187-202.
Parker, G.G. 1994. Soil fertility, nutrient acquisition, and nutrient cycling. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.54-63.
Parker, G.G. & M.J. Brown. 2000. Forest canopy stratification – is it useful? **American Naturalist 155**(4): 473-84.
Pate, J.S.; W.H. Verboom & P.D. Galloway. 2001. Co-occurrence of Proteaceae, laterite and related oligotrophic soils: coincidental associations or causative inter-relationships? **Australian Journal of Botany 49**(5): 529-60.
Pausas, J.G. 2001. Resprouting vs seeding – a Mediterranean perspective. **Oikos 94**(1): 193-4.
Pausas, J.G. & M.P. Austin. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. **Journal of Vegetation Science 12**(2): 153-66.

Pauwels, G.J. 1928-9. O trecho duvidoso dos limites entre os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catharina. **Egatea. Revista da Escola de Engenharia de Porto Alegre 13**(3): 163-6, +1mapa, 1928; **13**(4): 253-7, 1928; **13**(5): 323-7, 1928; **13**(6): 423-7, 1928; **14**(1-2): 13-20, 1929.

Pedlar, J.H.; J.L. Pearce; L.A. Venier & D.W. McKenney. 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 189-94.

Peixoto, A.L.; M.M.T. Rosa & L.C.M. Joels. 1995. Diagramas de perfil e de cobertura de um trecho da floresta de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). **Acta Botanica Brasilica 9**(2): 177-93.

Pendry, C.A. & J. Proctor. 1996. The causes of altitudinal zonation of rain forests on Bukit Belalong, Brunei. **Journal of Ecology 84**(3): 407-18.

Pendry, C.A. & J. Proctor. 1997. Altitudinal zonation of rain forest on Bukit Belalong, Brunei: soils, forest structure and floristics. **Journal of Tropical Ecology 13**(2): 221-41.

Peres, A.C.P.; L.H. Rodrigues; M.I. Käffer; S.B. Ferreira & N.I. Matzenbacher. Estudo fitossociológico do estrato arbóreo da floresta ombrófila densa na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo – Santa Catarina – Brasil. **Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia – UBEA/PUCRS** (3): 95-133.

Pessoa, S.V.A.; R.R. Guedes-Bruni & B.C. Kurtz. 1997. Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.147-67.

Peters, C.P.; M.J. Balick; F. Kahn & A.B. Anderson. 1989. Oligarchic forests of economic plants in Amazonia: utilization and conservation of an important tropical resource. **Conservation Biology 3**(4):341-9.

Phillips, O.L. & A.H. Gentry. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science 263**(5194): 954-8.

Pitman, N.C.A.; J. Terborgh; M.R. Silman & P. Nuñez V. 1999. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. **Ecology 80**(8): 2651-61.

Portes, M.C.G.O.; A. Koehler & F. Galvão. 1996. Variação sazonal da deposição de serapilheira em uma Floresta Ombrófila Densa Altomontana no morro do Anhangava - PR. **Floresta 26**(1/2): 3-10.

Portes, M.C.G.O.; A. Koehler & F. Galvão. 1998. Floresta ombrófila densa altomontana. Avaliação da deposição de serapilheira e de nutrientes. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.302.

Portes, M.C.G.O. & F. Galvão. 1998. Floresta ombrófila densa altomontana. Avaliação da decomposição foliar de cinco espécies arbóreas e da serapilheira. **Resumos do XLIX Congresso Nacional de Botânica**. UFBA & SBB. p.302.

Powledge, F. 1998. Biodiversity at the crossroads. **BioScience 48**(5): 347-52.

Prado, H. 1996. **Manual de classificação de solos do Brasil**. 3ed. Funep.

Prata, F.; M. Hikishima; A. Santos Filho & A.C.V. Motta. 1996. Influência da matéria orgânica na capacidade de troca de cátions em solos do estado do Paraná. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 15**(2): 69-74.

Proctor, J.; J.M. Anderson; P. Chai & H.W. Vallack. 1983. Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, Sarawak. I. Forest environment, structure and floristics. **Journal of Ecology 71**(1): 237-60.

Proctor, J.; Y.F. Lee; A.M. Langley; W.R.C. Munro & T. Nelson. 1988. Ecological studies on Gunung Silam, a small ultrabasic mountain in Sabah, Malaysia. I. Environment, forest structure and floristics. **Journal of Ecology 76**(2): 320-40.

Purbopuspito, J. & K.C.J. Van Rees. 2002. Root distribution at various distances from clove trees growing in Indonesia. **Plant and Soil 239**(2): 313-20.

Rambo, B. 1951. A imigração da selva higrófila no Rio Grande do Sul. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 3**(3): 55-91.

Read, J. 2001. Soil and rainforest composition in Tasmania: correlations of soil characteristics with canopy composition and growth rates in *Nothofagus cunninghamii* associations. **Australian Journal of Botany 49**(2): 121-35.

Read, R.A. 1952. Tree species occurrence as influenced by geology and soil on an Ozark north slope. **Ecology 33**(2): 239-46.

Rebertus, A.J.; T. Kitzberger; T.T. Veblen & L.M. Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. **Ecology 78**(3): 678-92.

Restom, T.G. 1998. Recuperação do sistema radicular profundo em uma floresta secundária na Amazônia oriental. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.145-53.

Retuerto, R. & F.I. Woodward. 1992. Effects of windspeed on the growth and biomass allocation of white mustard *Sinapis alba* L. **Oecologia 92**(1): 113-23.

Rheinheimer, D.; P.C. Cassol; J. Kaminski & I. Anghinoni. 1999. Fósforo orgânico do solo. **In** G.A. Santos & F.A.O. Camargo eds., **Fundamentos da matéria orgânica do solo. Ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis Edições. p.139-57.

Richards, P.W. 1983. The three-dimensional structure of tropical rain forest. **In** S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick eds., **Tropical rain forest: ecology and management**. Blackwell Scientific Publications. p.3-10.

Richards, P.W. 1996. **The tropical rain forest: an ecological study**. 2ed. Cambridge University Press.

Richter, D.D. & D. Markewitz. 2001. **Understanding soil change. Soil sustainability over millenia, centuries, and decades**. Cambridge University Press.

Richter, M. 2000. A hypothetical framework for testing phytodiversity in mountainous regions: the influence of airstreams and hygrothermic conditions. **Phytocoenologia 30**(3-4): 519-41.

Rocha, H.O. & N.L.B. Ghani. 1995. Interações entre solos, vegetação, geologia, hipsometria, zoneamento da área do Parque Estadual Pico do Marumbi através do sistema de informações geográficas – SGI. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 14**(1-2): 103-5, +1 mapa.

Rodal, M.J.N.; L.M. Nascimento; M.F. Sales & S.J. Mayo. 1998. Florística e fitossociologia da floresta serrana da Reserva Biológica de Serra Negra, Inajá/Floresta, Pernambuco, Brasil. **Libro de resúmenes. VII Congreso Latinoamericano de Botánica. XIV Congreso Mexicano de Botánica**. ALB, RLB & SBM. p.202.

Roderick, M.L.; G.D. Farquhar; S.L. Berry & I.R. Noble. 2001. On the direct effect of clouds and atmospheric particles on the productivity and structure of vegetation. **Oecologia 129**(1): 21-30.

Roderjan, C.V. 1994. **O gradiente da floresta ombrófila densa no Morro Anhangava, Quatro Barras, PR – aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos**. Tese de doutorado apresentada ao CPG em Engenharia Florestal da UFPR.

Roderjan, C.V.; M.C.G.O. Portes; A. Koehler; M.R.L. Rocha & E.F. Amado. 1999. Estudos fitossociológicos realizados em florestas nebulares (floresta ombrófila densa altomontana) na Serra do Mar paranaense. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.235.

Rodrigues, R.R.; L.P.C. Morellato; C.A. Joly & H.F. Leitão Filho. 1989. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na Serra do Japi, Jundiaí, SP. **Revista Brasileira de Botânica 12**: 71-84.

Rodrigues, R.R. & G.J. Shepherd. 1992. Análise da variação estrutural e fisionômica da vegetação e características edáficas, num gradiente altitudinal na Serra do Japi. **In** L.P.C. Morellato org., **História natural da Serra do Japi**. Ed. da Unicamp & FAPESP. p.64-96.

Rolim, S.G. & H.E.M. Nascimento. 1997. Análise da riqueza, diversidade e relação espécie-abundância de uma comunidade arbórea tropical em diferentes intensidades amostrais. **Scientia Forestalis** (52): 7-16.

Rolim, S.G.; H.T.Z. Couto & R.M. Jesus. 2001. Flutuaciones temporales en la composición florística del bosque tropical atlántico. **Biotropica 33**(1): 12-22.

Rolstad, J.; I. Gjerde; V.S. Gundersen & M. Saetersdal. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. **Conservation Biology 16**(1): 253-7.

Rosário, D.A.P. 2001. **Padrões florísticos e tipos funcionais em floresta com araucária e suas relações com o solo**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG Ecologia da UFRGS.

Rozema, J.; A. Chardonnens; M. Tosserams; R. Hafkenscheid & S. Bruijnzeel. 1997a. Leaf thickness and UV-B absorbing pigments of plants in relation to an elevational gradient along the Blue Mountains, Jamaica. **Plant Ecology 128**(1-2): 150-9.

Rozema, J.; J. van de Staaij; L.O. Björn & M. Caldwell. 1997b. UV-B as an environmental factor in plant life: stress and regulation. **Trends in Ecology & Evolution 12**(1): 22-8.

Ruschel, A.R. 2000. **Avaliação e valoração das espécies madeiráveis da floresta estacional decidual do Alto-Uruguai**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Recursos Genéticos Vegetais, UFSC.

Sabatier, D.; M. Grimaldi; M.-F. Prévost; J. Guillaume; M. Godron; M. Dosso & P. Curmi. 1997. The influence of soil cover organization on the floristic and structural heterogeneity of a Guianan rain forest. **Plant Ecology 131**(1): 81-108.

Sanchez, P.A. 1989. Soils. **In** H. Lieth & M.J.A. Werger eds., **Tropical rain forest ecosystems. Biogeographical and ecological studies**. Elsevier. p.73-88. (Ecosystems of the world, 14B).

Sanford Jr., R.L. & E. Cuevas. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forests. **In** S.S. Mulkey, R.L. Chazdon & A.P. Smith eds., **Tropical forest plant ecophysiology**. Chapman & Hall. p.268-300.

Santiago, L.S.; G. Goldstein; F.C. Meinzer; J.H. Fownes & D. Mueller-Dombois. 2000. Transpiration and forest structure in relation to soil waterlogging in a Hawaiian montane cloud forest. **Tree Physiology 20**(10): 673-81.

Santos, F.A.M.; F. Pedroni; L.F. Alves & M. Sanchez. 1998. Structure and dynamics of tree species of the Atlantic forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 70**(4): 873-80.

Scarano, F.R. 2000. Marginal plants: functional ecology at the Atlantic forest periphery. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.176-82.

Scarano, F.R. 2002. O uso de recursos ambientais por plantas nas vegetações à margem da Mata Atlântica *sensu stricto* no estado do Rio de Janeiro. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.165-9.

Schaik, C.P. van & E. Mirmanto. 1985. Spatial variation in the structure and litterfall of a Sumatran rain forest. **Biotropica 17**(3): 196-205.

Schneider, D.C. 1994. **Quantitative ecology. Spatial and temporal scaling**. Academic Press.

Schnell, R. 1950. **La forêt dense. Introduction a l'étude botanique de la région forestière d'Afrique Occidentale**. Paul Lechevalier.

Schnitzer, S.A. & F. Bongers. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 223-30.

Schumacher, A. 1995. Ecological studies on the ground-layer vegetation of an oak cloud-forest in Costa Rica. **Brenesia** (43-44): 9-24.

Schupp, E.W.; T. Milleron & S.E. Russo. 2002. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.19-33.

Scott, D.A.; J. Proctor & J. Thompson. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. II. Litter and nutrient cycling. **Journal of Ecology 80**(4): 705-17.

Scudeller, V.V.; F.R. Martins & G.J. Shepherd. 2001. Distribution and abundance of arboreal species in the atlantic ombrophilous dense forest in Southeastern Brazil. **Plant Ecology 152**(2): 185-99.

Seastedt, T.R. & G.A. Adams. 2001. Effects of mobile tree islands on alpine tundra soils. **Ecology 82**(1): 8-17.

Seitz, R.A. & M. Kanninen. 1988. Dendrochronology of *Araucaria angustifolia* in southern Brasil: preliminary results. **Floresta 18**(1/2): 55-61.

Senna, R.M. & J.L. Waechter. 1997. Pteridófitas de uma floresta com araucária. 1. Formas biológicas e padrões de distribuição geográfica. **Iheringia, Série Botânica** (48): 41-58.

Shaw, J.D. & D.M. Bergstrom. 1997. A rapid assessment technique of vascular epiphyte diversity at forest and regional levels. **Selbyana 18**(2): 195-9.

Sheil, D. 2001. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. **Plant Ecology 155**(2): 183-99.

Shepherd, G.J. 1995. **Fitopac 1. Manual do usuário**. Departamento de Botânica da Unicamp.
Sherman, R.E.; T.J. Fahey & R.W. Howarth. 1998. Soil-plant interactions in a neotropical mangrove forest: iron, phosphorus and sulfur dynamics. **Oecologia 115**(4): 553-63.
Shugart, H.H. & D.L. Urban. 1989. Factors affecting the relative abundances of forest tree species. **In** P.J. Grubb & J.B. Whittaker eds., **Toward a more exact ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.249-73.
Silva, A.D. 1990. **Estudo geo-estrutural do manguezal de Ratones na Ilha de Santa Catarina. Município de Florianópolis, SC**. Dissertação apresentada ao CPG em Geografia da UFSC.
Silva, F.C. 1994. Composição florística e estrutura fitossociológica da floresta tropical ombrófila da encosta atlântica no município de Morretes, estado do Paraná. **Acta Biologica Paranaense 23**(1-4): 1-54.
Silva, F.C. & B. van Raij. 1999. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira 34**(2):267-88.
Silva, L.F. 1996. **Solos tropicais. Aspectos pedológicos, ecológicos e de manejo**. Terra Brasilis.
Silva, J.A.; A.N. Salomão; A. Gripp & E.J. Leite. 1997. Phytosociological survey in Brazilian forest genetic reserve of Caçador. **Plant Ecology 133**(1): 1-11.
Silva, J.A.; A.N. Salomão & D.A. Martins Netto. 1993. Estrutura, fitossociologia e regeneração natural da Reserva Genética de Caçador-SC. **Anais do 1° Congresso Florestal Panamericano/7° Congresso Florestal Brasileiro**. SBS & SBEF. v.1, p.347-52.
Silva, J.A.; A.N. Salomão & D.A. Martins Netto. 1998. Natural regeneration under *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze forest in the Genetic Reserve of Caçador-SC. **Revista Árvore 22**(2): 143-53.
Silva, M.B.R.; A.S. Zaú; D.F. Lima; D.S. Pedrosa; I.L.S.C. Paixão; M.C. Vianna & R.R. Oliveira. 1991. Dinâmica ecológica de encostas do Maciço da Tijuca (RJ). I: Aspectos fitossociológicos. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.166.
Silver, W.L. 1994. Is nutrient availability related to plant nutrient use in humid tropical forests? **Oecologia 98**: 336-43.
Silver, W.L.; F.N. Scatena; A.H. Johnson; T.G. Siccama & M.J. Sanchez. 1994. Nutrient availability in a montane wet tropical forest: spatial patterns and methodological considerations. **Plant and Soil 164**(1): 129-45.
Silver, W.L.; S. Brown & A.E. Lugo. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.49-67. (Ecological Studies, 122).
Sinton, D.S.; J.A. Jones; J.L. Ohmann & F.J. Swanson. 2000. Windthrow disturbance, forest composition, and structure in the Bull Run basin, Oregon. **Ecology 81**(9): 2539-56.
Smethurst, P.J. 2000. Soil solution and other soil analyses as indicators of nutrient supply: a review. **Forest Ecology and Management 138**(1-3): 397-411.
Smith, J.F. 2001. High species diversity in fleshy-fruited tropical understory plants. **American Naturalist 157**(6): 646-53.
Smith Jr., C.E. & L.B. Smith. 1970. Eleocarpáceas. **Flora Ilustrada Catarinense** (ELEO): 1-33.
Snedaker, S.C. 1980. Successional immobilization of nutrients and biologically mediated recycling in tropical forests. **Biotropica 12**(2, suppl.): 16-22.
Sollins, P. 1998. Factors influencing species composition in tropical lowland rain forest: does soil matter? **Ecology 79**(1): 23-30.
Sollins, P.; F. Sancho M.; R. Mata C. & R.L. Sanford Jr. 1994. Soils and soil process research. **In** L.A. McDade, K.S. Bawa, H.A. Hespenheide & G.S. Hartshorn eds., **La Selva. Ecology and natural history of a neotropical rain forest**. University of Chicago Press, p.34-53.
Souza, C.G. coord. 1995. **Manual técnico de pedologia**. IBGE. (Manuais Técnicos em Geociências, 4).
Souza, M.L.D.R.; D.B. Falkenberg; L.G. Amaral & M. Fronza. 1994. Fitossociologia do manguezal do Rio Tavares (Ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC – Brasil). **Insula** (23): 99-119.
Souza, M.L.D.R.; D.B. Falkenberg; L.G. Amaral; M. Fronza; A.C. Araujo & M.R. Sá. 1993. Vegetação do Pontal da Daniela, Florianópolis, SC, Brasil. II. Fitossociologia do manguezal. **Insula** (22): 107-41.
Sparrow, A.D. & P.J. Bellingham. 2001. More to resprouting than fire. **Oikos 94**(1): 195-7.
Stevens, G.C. & J.F. Fox. 1991. The causes of treeline. **Annual Review of Ecology and Systematics 22**: 177-91.
Strobel, B.W. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution – a review. **Geoderma 99**(3-4): 169-98.
Sugden, A.M. 1982. The vegetation of the Serranía de Macuira, Guajira, Colombia: a contrast of arid lowlands and an isolated cloud forest. **Journal of the Arnold Arboretum 63**(1): 1-30.
Sugden, A.M. & R.J. Robins. 1979. Aspects of the ecology of vascular epiphytes in Colombian cloud forests, I. The distribution of the epiphytic flora. **Biotropica 11**(3): 173-88.
Sveinbjörnsson, B. 2000. North American and European treelines: external forces and internal processes controlling position. **Ambio 29**(7): 388-95.
Swaine, M.D. ed. 1996. **The ecology of tropical forest tree seedlings**. UNESCO & Parthenon. (Man and the Biosphere, 17).
Swaine, M.D. & J.B. Hall. 1988. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. **Journal of Tropical Ecology 4**(3): 253-69.
Swetnam, T.W. 1995. Fire history and climate change in giant sequoia groves. **Science 262**(5135): 885-9.
Tanner, E.V.J. 1977. Four montane rain forests of Jamaica: a quantitative characterization of the floristics, the soils and the foliar mineral levels, and a discussion of the interrelations. **Journal of Ecology 65**(3): 883-918.
Tanner, E.V.J.; P.M. Vitousek & E. Cuevas. 1998. Experimental investigation of nutrient limitations of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology 79**(1): 10-22.
Tanner, E.V.J.; V. Kapos; S. Freskos; J.R. Healey & A.M. Theobald. 1990. Nitrogen and phosphorus fertilization of Jamaican montane forest trees. **Journal of Tropical Ecology 6**(2): 231-8.
Tanner, E.V.J.; V. Kapos & W. Franco. 1992. Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. **Ecology 73**(1): 78-86.

Tedesco, M.J.; S.J. Volkweiss & H. Bohnen. 1985. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da UFRGS. (Boletim Técnico, 5).

Terborgh, J. & E. Andresen. 1998. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. **Journal of Tropical Ecology 14**(5): 645-64.

Terborgh, J.; N. Pitman; M. Silman; H. Schichter & P. Núñez V. 2002. Maintenance of tree diversity in tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.1-17.

ter Steege, H.; D. Sabatier; H. Castellanos; T. van Andel; J. Duivenvoorden; A.A. Oliveira; R. Ek; R. Lilwah; P. Maas & S. Mori. 2000. An analysis of the floristic composition and diversity of Amazonian forest including those of the Guiana Shield. **Journal of Tropical Ecology 16**(6): 801-28.

Thomas, M.F. 2001. Landscape sensitivity in time and space – an introduction. **Catena 42**(2-4): 83-98.

Thompson, J.; J. Proctor; V. Viana; W. Milliken; J.A. Ratter & D.A. Scott. 1992. Ecological studies on a lowland evergreen rain forest on Maracá Island, Roraima, Brazil. I. Physical environment, forest structure and leaf chemistry. **Journal of Ecology 80**(4): 689-703.

Tilman, D. 1999. Diversity by default. **Science 283**(5401): 495-6.

Tomazello Filho, M. 1999. Análise e aplicação dos anéis de crescimento das árvores – dendrocronologia e dendroclimatologia. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.338-9.

Tomé Jr., J.B. 1997. **Manual para interpretação de análise de solo**. Livraria e Ed. Agropecuária.

Torres, R.B.; F.R. Martins & L.S. Kinoshita. 1997. Climate, soil and tree flora relationships in forests in the state of São Paulo, southeastern Brasil. **Revista Brasileira de Botânica 20**(1): 41-9.

Trass, H.; K. Vellak & N. Ingerpuu. 1999. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. **Annales Botanici Fennici 36**(1): 67-80.

Trinta, E.F. & E. Santos. 1997. Winteráceas. **Flora Ilustrada Catarinense** (WINT): 1-19.

Troll, C. 1960. The relationship between the climates, ecology and plant geography of the southern cold temperate zone and of the tropical high mountains. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 152**: 529-32.

Valencia R., R. 1995. Composition and structure of an Andean forest fragment in eastern Ecuador. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.239-49.

Valentin, J.L. 2000. **Ecologia numérica. Uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Interciência.

Vance, E.D. & F.S. Chapin III. 2001. Substrate limitations to microbial activity in taiga forest floors. **Soil Biology & Biochemistry 33**(2): 173-88.

van den Berg, E. & A.T. Oliveira-Filho. 2000. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica 23**(3): 231-53.

van der Krift, T.A.J. & F. Berendse. 2001. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. **Journal of Ecology 89**(4): 555-61.

Van der Putten, W.H.; L.E.M. Vet; J.A. Harvey & F.L. Wäckers. 2001. Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 547-54.

van Groenendael, J.; J. Ehrlén & B.M. Svensson. 2000. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica 35**(2): 107-14.

Vasconcellos, J.M.O.; L.L. Dias; C.P. Silva & M. Sobral. 1992. Fitossociologia de uma área de mata subtropical no Parque Estadual do Turvo, RS. **Revista do Instituto Florestal 4**: 252-9.

Vázquez G., J.A. & T.J. Givnish. 1998. Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manantlán. **Journal of Ecology 86**(6): 999-1020.

Veblen, T.T. 1992. Regeneration dynamics. **In** D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet & T.T. Veblen eds., **Plant succession. Theory and prediction**. Chapman & Hall. p.152-87.

Veblen, T.T.; F.M. Schlegel & B. Escobar R. 1980. Structure and dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in the Valdivian Andes, Chile. **Journal of Ecology 68**(1): 1-31.

Veblen, T.T.; T. Kitzberger; R. Villalba & J. Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: the roles of humans and climatic variation. **Ecological Monographs 69**(1): 47-67.

Veloso, H.P. & R.M. Klein. 1957-68. As comunidades e associações vegetais da mata pluvial do sul do Brasil. I-VI. **Sellowia 9**(8): 81-235, 1957 (I); **11**(10): 9-124, +5 Fig., 1959 (II); **13**(13): 205-60, 1961 (III); **15**(15): 57-114, 1963 (IV); **20**(20): 53-126, 1968 (V); **20**(20): 127-80, 1968 (VI).

Veneklaas, E.J.; R.J. Zagt; A. Van Leerdam; R. Van Ek; A.J. Broekhoven & M. Van Genderen. 1990. Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane tropical rain forest, Colombia. **Vegetatio 89**(2): 183-92.

Verheyen, K. & M. Hermy. 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. **Journal of Ecology 89**(5): 829-40.

Vetter, R.E. & P.C. Botosso. 1989. Remarks on age and growth rate determination of Amazonian trees. **IAWA Bulletin n.s. 10**(2): 133-45.

Villela, R.J. 2002. Ventos que abrem clareiras na floresta tropical. **Scientific American Brasil 1**(2): 14-5.

Vitousek, P.M. 1985. Community turnover and ecosystem nutrient dynamics. **In** S.T.A. Pickett & P.S. White eds., **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press. p.325-33.

Vitousek, P.M. 1998. The structure and functioning of montane tropical forests: control by climate, soils, and disturbance. **Ecology 79**(1): 1-2.

Wadsworth, F.H. & J.A. Bonnet. 1951. Soil as a factor in the occurrence of two types of montane forest in Puerto Rico. **Caribbean Forester 12**: 67-70.

Waechter, J.L. 1986. Epífitos vasculares da mata paludosa do Faxinal, Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia, Série Botânica** (34): 39-49.
Waechter, J.L. 1992. **O epifitismo vascular na Planície Costeira do Rio Grande do Sul**. Tese de doutorado apresentada ao PPG em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar.
Waechter, J.L. 1998a. Epiphytic orchids in eastern subtropical South America. **Proceedings of the 15th World Orchid Conference**. Naturalia Publications. p.332-41.
Waechter, J.L. 1998b. Epifitismo vascular em uma floresta de restinga do Brasil subtropical. **Revista Ciência e Natura 20**: 43-66.
Waechter, J.L. & J.A. Jarenkow. 1998. Composição e estrutura do componente arbóreo nas matas turfosas do Taim, Rio Grande do Sul. **Biotemas 11**(1): 45-69.
Waechter, J.L.; L.A. Cestaro & S.T.S. Miotto. 1984. Vegetation types in the Ecological Station of Aracuri, Esmeralda, Rio Grande do Sul, Brazil. **Phytocoenologia 12**(2/3): 261-9.
Waechter, J.L.; S.C. Müller; T.B. Breier & S. Venturi. 2000. Estrutura do componente arbóreo em uma floresta subtropical de planície costeira interna. **Anais do V Simpósio de ecossistemas brasileiros: conservação**. Aciesp. v.3, p.92-112. (Publicação Aciesp, 109-III).
Waide, R.B.; J.K. Zimmerman & F.N. Scatena. 1998. Controls of primary productivity: lessons from the Luquillo Mountains in Puerto Rico. **Ecology 79**(1): 31-7.
Walker, L.R.; J.K. Zimmerman; D.J. Lodge & S. Guzmán-Grajales. 1996. An altitudinal comparison of growth and species composition in hurricane-damaged forests in Puerto Rico. **Journal of Ecology 84**(6): 877-89.
Walter, H. 1986. **Vegetação e zonas climáticas. Tratado de ecologia global**. E.P.U.
Weaver, P.L. 1995. The colorado and dwarf forests of Puerto Rico's Luquillo Mountains. **In** A.E. Lugo & C. Lowe eds., **Tropical forests: management and ecology**. Springer-Verlag. p.109-41. (Ecological Studies, 112).
Weaver, P.L.; E. Medina; D. Pool; K. Dugger; J. Gonzales-Liboy & E. Cuevas. 1986. Ecological observations in the dwarf cloud forest of the Luquillo Mountains in Puerto Rico. **Biotropica 18**(1): 79-85.
Weaver, P.L.; M.D. Byer & D.L. Bruck. 1973. Transpiration rates in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Biotropica 5**(2): 123-33.
Weaver, P.L. & P.G. Murphy. 1990. Forest structure and productivity in Puerto Rico's Luquillo Mountains. **Biotropica 22**(1): 69-82.
Werneck, M.S.; G. Pedralli; R. Koenig & L.F. Giseke. 2000. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica 23**(1): 97-106.
Westhoff, V. & E. van der Maarel. 1973. The Braun-Blanquet approach. **In** R.H. Whittaker ed., **Ordination and classification of communities**. W. Junk. p.617-726. (Handbook of Vegetation Science, 5).
Wezel, A.; J.-L. Rajot & C. Herbrig. 2000. Influence of shrub on soil characteristics and their function in Sahelian agro-ecosystems in semi-arid Niger. **Journal of Arid Environments 44**(4): 383-98.
Whitmore, T.C. 1996. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. **In** M.D. Swaine ed., **The ecology of tropical forest tree seedlings**. UNESCO & Parthenon. p.3-39. (Man and the Biosphere, 17).
Whitmore, T.C. 1998. **An introduction to tropical rain forests**. 2ed. Oxford University Press.
Whittaker, R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. **Science 147**: 250-60.
Williams, M.S. 2001. New approach to areal sampling in ecological surveys. **Forest Ecology and Management 154**(1-2): 11-22.
Willis, K.J.; M. Braun; P. Sümegi & A. Tóth. 1997. Does soil change cause vegetation change or vice versa? A temporal perspective from Hungary. **Ecology 78**(3): 740-50.
Willson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. **Vegetatio 107/108**: 261-80.
Wohlgemuth, T.; M. Bürgi; C. Scheidegger & M. Schütz. 2002. Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. **Forest Ecology and Management 166**(1-3): 1-15.
Wolf, J.H.D. 1993a. Epiphyte communities of tropical montane rain forests in the northern Andes: II. Upper montane communities. **Phytocoenologia 22**(1): 53-103.
Wolf, J.H.D. 1993b. Diversity patterns and biomass of epiphytic bryophytes and lichens along an altitudinal gradient in the northern Andes. **Annals of the Missouri Botanical Garden 80**(4): 928-60.
Wooldridge, G.L.; R.C. Musselman; R.A. Sommerfeld; D.G. Fox & B.H. Connell. 1996. Mean wind patterns and snow depths in an alpine-subalpine ecosystem as measured by damage to coniferous trees. **Journal of Ecology 33**(1): 100-8.
Wright, S.J. 1992. Seasonal drought, soil fertility and the species density of tropical forest plant communities. **Trends in Ecology & Evolution 7**(8): 260-3.
Wulf, M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. **Journal of Vegetation Science 8**(5): 635-42.
Zaú, A.S.; D.O. Sodré; D.F. Lima; D.S. Pedrosa; M.B.R. Silva & R.R. Oliveira. 1991. Dinâmica ecológica de encostas do Maciço da Tijuca (RJ). II: Aspectos abióticos. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.146.
Ziegler, S.S. 2000. A comparison of structural characteristics between old-growth and postfire second-growth hemlock-hardwood forests in Adirondack Park, New York, U.S.A. **Global Ecology & Biogeography 9**(5): 373-89.
Ziller, S.R.; J. Ribaski; E.J.M. Neves; C. Wisniewski; G.R. Curcio; M.F.G. Rachwal; E.G. Martins; C.M. Martinez; S.L. Souza; C.G. Panzeri & W. Maschio. 1996. Relação entre serapilheira acumulada, características fitossociológicas e pedológicas em quatro capoeiras de bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) na região metropolitana de Curitiba – PR. **Arquivos de Biologia e Tecnologia 39**(4): 911-21.
Zinke, P.J. 1962. The pattern of influence of individual forest trees on soil properties. **Ecology 43**(1): 130-3.

Comentários para um possível leitor do capítulo 6 - inserir como página 392a

Antes de pensar em (ou decidir) ler este longo capítulo, talvez seja interessante saber o que é tratado aí (e até o que não é) e o que pretendemos atingir ao escrever tantas páginas e listar tantas referências. Nossa preocupação principal não foi construir um texto agradável ou bem acessível, embora também não nos pareça que ele seja de difícil compreensão (ao menos nunca tivemos intenção de dificultar ou enfeitar qualquer aspecto que pudesse ser tratado por nós de um modo mais simples ou objetivo). Pretendemos basicamente servir como uma **ponte** entre o leitor que tenha interesse por algum dos temas tratados por nós (e que esteja disposto a buscar mais informações sobre ele) e uma imensa bibliografia mais especializada publicada recentemente. Isto dá um certo caráter de divulgação ao nosso texto, mas ao mesmo tempo já fornecemos as informações que consideramos mais importantes, o que também nos aproxima de um texto técnico, ainda que não muito didático, especialmente pela falta de figuras, tabelas, gráficos, explicações mais detalhadas, etc.

Não esperamos que muitas pessoas se disponham a ler o texto inteiro, mas acreditamos que um certo número delas poderá ter interesse em ler ou consultar uma ou outra seção, assim como a lista de referências, e isto já nos deixará satisfeitos, pois teremos atingido então nosso principal objetivo, que é disponibilizar informações e referências bibliográficas a interessados em certos aspectos de conservação da biodiversidade. É evidente que a citação de tantos trabalhos contribui para deixar o texto "pesado" e dificulta sua leitura, podendo ser tanto um mérito quanto um defeito deste capítulo, mas é um preço a ser pago pela tentativa de ajudar a divulgar e disponibilizar conhecimentos e informações recentes e/ou interessantes e/ou polêmicas.

Este capítulo não foi redigido para ser um tratado amplo sobre biologia da conservação (para isto, consulte Primack 1995, Meffe & Carroll 1997, Primack & Rodrigues 2001, Primack *et alii* 2001) e nem sobre conservação de plantas em geral (ver Given 1994). Também não pretendemos fazer uma ampla abordagem das florestas tropicais (ver Richards 1996) e nem mesmo das MNs em geral (ver Hamilton *et alii* 1995) ou das suas comunidades. Nossa perspectiva é bastante direcionada para as plantas vasculares, embora alguns aspectos sobre outros tipos de organismo eventualmente apareçam em certos pontos (talvez até sem um conhecimento mais profundo de nossa parte). Mas, mesmo em relação às plantas e às MNs, não espere um guia prático ou um plano completo para a conservação delas. Fizemos apenas uma seleção de assuntos que nos pareceram mais importantes e relacionados com a situação atual de boa parte das comunidades de plantas da MN sul-brasileira, e **simplesmente reunimos nossas observações de campo e informações bibliográficas** sobre tais assuntos. Além disso, não sabemos até que ponto estas podem ou não ser extrapoladas para outros tipos de mata. Nestes casos, recomendamos muita cautela e o máximo de bom senso em relação a qualquer tentativa que você faça ou seja tentado a fazer.

Tentamos apresentar um conjunto cuidadoso de informações e/ou opiniões, mas em muitos casos não houve como evitar polêmicas ou complexidades. Nestas, muitas vezes foram inevitáveis comentários ou posições pessoais nossas, incluindo até juízos de valor. É evidente que não temos e nem pretendemos ter razão sempre, mas o leitor pode ter certeza que, em todas as vezes que nos posicionamos, procuramos analisar **criticamente** o que estava sendo tratado, e tentamos expressar honestamente o que nos pareceu a melhor informação disponível ou a posição mais recomendável no caso. Para nós, a crítica e o confronto de idéias e informações são extremamente necessários e em grande parte podem ser apontados como os responsáveis pelo próprio avanço científico, ainda mais numa ciência tão recente quanto a biologia da conservação.

Após sua consulta ou leitura do texto, gostaríamos imensamente de receber de você, leitor, qualquer comentário, crítica ou sugestão que possa tornar este capítulo mais útil para outros eventuais leitores.

capítulo 6 – Aspectos da conservação das matinhas nebulares

[Aspectos de biologia da conservação e sua aplicação às MNs: fragmentação, queimadas, pastoreio e outros]

Daniel de Barcellos Falkenberg & George John Shepherd

Resumo 393
Linhas mestras para uma estratégia de conservação das matinhas nebulares 395
6.1. Introdução 409
6.2. Conservação de comunidades de plantas 410
6.2.1. Fragmentação 414
6.2.2. Efeitos de borda 429
6.2.3. "A teoria da biogeografia de ilhas" e conservação 437
6.2.4. Corredores 439
6.2.5. Estradas (e outras destruições lineares) 442
6.2.6. Espécies vegetais não-nativas (invasoras, ruderais, naturalizadas) 444
6.2.7. Extração de lenha e xaxim, apicultura e monocultivo de *Pinus* 448
6.2.8. Substituição das matinhas nebulares por vegetação campestre 450
6.2.9. Efeitos das queimadas 451
6.2.10. Efeitos do pastoreio 464
6.2.11. Unidades de conservação e habitantes humanos – nossa espécie e o resto da Natureza 473
6.2.12. Considerações finais 480
6.3. Conservação de espécies vegetais 482
6.3.1. Conceitos e "tipos" de espécie 482
6.3.2. Endemismos, raridades e espécies ameaçadas 488
6.4. Conclusões e perspectivas 494
6.5. Bibliografia citada 501

"... science alone does not have and never will have solutions to the fundamental environmental problems of our time, which are religious in the largest sense of the word, dealing as they do with values and the human spirit. If we remember this at all times, our science will then be freed to play the part that is expected of it in the battle to save the life on this planet." (Ehrenfeld 1993:745).

[A ciência sozinha não tem e jamais terá as soluções para os problemas ambientais básicos de nosso tempo, que são religiosos no sentido mais amplo desta palavra, envolvendo valores e o espírito humano. Se sempre lembrarmos disto, nossa ciência então estará livre para fazer a parte que é esperada dela na batalha para salvar a vida neste planeta.]

Resumo

Apresentamos inicialmente neste capítulo algumas linhas mestras ou possíveis bases de uma política de conservação para as matinhas nebulares (MNs), aprofundadas, referenciadas e ampliadas posteriormente nas seções do capítulo. Três problemas muito graves e amplamente ocorrentes nas MNs dos Aparados são a fragmentação, as queimadas e o pastoreio do gado no interior dos remanescentes. Estes problemas parecem afetar grande parte das espécies florestais de modo relativamente amplo e de forma cada vez mais crescente, pois reduzem a área de habitat florestal sujeito apenas às perturbações naturais e aumentam a superfície de MNs alteradas pela ação humana direta ou indireta (através de espécies animais criadas na região). Isto nos faz pensar que é possível tecer considerações sobre os prováveis efeitos negativos enfrentados por boa parte das espécies florestais nativas diante destas 3 grandes ameaças antrópicas. Também devemos considerar a situação das unidades de conservação nos Aparados, já que a implantação de reservas é uma estratégia que aumenta a possibilidade de preservação de boa parte das espécies e dos habitats encontrados em qualquer região. Por fim, o elevado número de espécies vegetais endêmicas e/ou naturalmente raras nas MNs exige uma

atenção maior às suas populações e às condições de sobrevivência delas, que talvez sejam mais ameaçadas que as demais espécies pelos 3 grandes problemas já destacados e ainda por outros fatores extrínsecos a elas, além de suas próprias características intrínsecas.

A descontinuidade da maioria dos atuais remanescentes das MNs dos Aparados talvez não seja uma novidade para as espécies florestais que as habitam, o que pode significar que tais espécies sejam relativamente tolerantes à fragmentação. Porém, a grande e crescente redução da área ocupada pelas MNs ameaça seu futuro, se for mantida tal tendência por mais algumas décadas. A quase inexistência de MNs nas áreas pouco íngremes é conseqüência desta enorme destruição. Diante deste quadro sombrio, torna-se necessária a preservação mesmo dos mais ínfimos fragmentos restantes, a fim de possibilitar uma futura e mais rápida recuperação dos remanescentes e uma ampliação da superfície ocupada por eles (tanto de cada um quanto da superfície total). As bordas dos atuais fragmentos mostram evidente tendência de adensamento e regeneração da sua vegetação, desde que o gado e o fogo sejam eliminados e que não ocorram novos desmatamentos; isto permitiria a redução dos efeitos de borda hoje presentes em grande parte destes remanescentes.

A ação dos bovinos sobre as plantas florestais atinge hoje um nível tão intenso que causa um impacto que quase certamente nunca ocorreu anteriormente nas MNs em termos de herbivoria e pisoteio, dado o elevado consumo de fitomassa e a grande massa corporal destes animais, que sobrepujam disparadamente qualquer espécie de animal nativo. O gado abriu inúmeras trilhas no interior dos remanescentes das MNs e destruiu grande parte da submata de cada um deles, afetando terrivelmente a regeneração de praticamente todas as espécies arbóreas aí existentes e também de muitas espécies arbustivas, além de aparentemente beneficiar certas espécies herbáceas, algumas das quais talvez nem ocorressem (ou não fossem antes tão abundantes) no interior das MNs (como várias espécies de Commelinaceae, Cyperaceae, Poaceae, Asteraceae, Juncaceae, etc.). Somente impedindo o acesso dos bovinos ao interior dos fragmentos é possível garantir a regeneração natural das espécies lenhosas aí existentes.

As queimadas provocadas pelos pecuaristas são a prática mais antiga e arraigada de manejo da vegetação na região dos Aparados, tendo sido responsáveis pela destruição da grande maioria das MNs planaltinas e pela imensa ampliação das áreas ocupadas por vegetação campestre ou por capoeira. Os campos são queimados anual ou bienalmente, mas o fogo não se restringe a eles e alastra-se pelas capoeiras e bordas dos remanescentes florestais, chegando às vezes a queimar áreas do interior das MNs e até fragmentos inteiros. Todas as espécies florestais são afetadas e aparentemente prejudicadas por estas queimadas descontroladas e freqüentes, que acabam favorecendo espécies heliófilas e especialmente as campestres mais tolerantes ao fogo.

Os 3 Parques Nacionais criados nos Aparados, as maiores e mais importantes unidades de conservação na região, ainda não foram plenamente implantados. O P.N. de Aparados da Serra já foi parcialmente desapropriado e recentemente teve grandes melhorias em sua estrutura de funcionamento, mas os 2 maiores (P.N. da Serra Geral e P.N. de São Joaquim) carecem de qualquer delimitação, desapropriação de áreas, sede ou estrutura física e fiscalização permanente, reduzindo-se na realidade a meros nomes usados em mapas, decretos, placas, publicações e relatórios governamentais, sem qualquer pedaço efetivamente implantado ou funcionando.

Cerca de 10% das espécies das MNs dos Aparados são endemismos restritos a esta região até o presente, sem que se tenha qualquer informação sobre suas densidades populacionais, variação genética, comportamento reprodutivo e fenológico, tolerância ecológica, adaptações ecofisiológicas e ameaças à sua existência. Suas distribuições bastante reduzidas as tornam espécies relativamente ameaçadas em decorrência de sua intrínseca raridade geográfica, embora ainda não saibamos se sua atual pequena área ocupada já é parte de sua história evolutiva ou se é uma situação recentemente estabelecida. Se esta última alternativa for a verdadeira, haveria um provável risco muito maior de extinção em curto prazo, diante das 3 grandes ameaças já apontadas e de outros fatores que causem problemas à sobrevivência delas (pequeno tamanho populacional, ausência/redução de polinizadores e/ou dispersores de propágulos, competição com espécies campestres, etc.).

Linhas mestras para uma estratégia de conservação das matinhas nebulares

Estas linhas mestras ou possíveis bases de uma política de conservação para as matinhas nebulares (MNs) fundamentam-se em dados bibliográficos (citados nas seções do capítulo) e observações que fizemos a campo. Aqui, apresentamos sinteticamente as informações que nos pareceram mais importantes, permitindo uma opção de leitura mais rápida dos principais aspectos da conservação das MNs dos Aparados; nas seções do capítulo, também tratamos de outros assuntos não diretamente relacionados às MNs. Três problemas muito graves e amplamente ocorrentes nestas MNs são a fragmentação florestal, as queimadas e o pastoreio do gado no interior dos remanescentes. Estes problemas parecem afetar a maioria das espécies das MNs de modo relativamente amplo, pois reduzem a área de habitat florestal e aumentam a superfície de MN alterada pela ação humana. Pensamos que é possível fazer considerações sobre os prováveis efeitos negativos enfrentados por boa parte das espécies florestais nativas diante destas 3 grandes ameaças antrópicas. Destacamos a situação das unidades de conservação nos Aparados, já que a implantação de reservas é sempre uma estratégia necessária para aumentar a possibilidade de preservação de boa parte das espécies e das comunidades encontradas em qualquer região. O número elevado de espécies vegetais endêmicas e/ou naturalmente raras na MN exige uma atenção maior a estas populações, que talvez sejam mais ameaçadas que as demais espécies pelos 3 grandes problemas já destacados e ainda por outros fatores extrínsecos a elas, além de suas próprias características intrínsecas.

A extrema **fragmentação** das MNs dos Aparados é percebida pela quase inexistência de MNs pouco declivosas e minimamente contínuas. Seus atuais pequenos fragmentos estão bastante separados por estradas, trilhas de gado e campos antrópicos produzidos pela devastação das MNs. Ainda existe um pouco mais de continuidade nas MNs das escarpas inacessíveis, mas estas já eram naturalmente pouco contínuas, pois as MNs são interrompidas em inúmeros locais pela declividade muito grande, que impede a expansão tanto das manchas de MNs que ocuparam os locais menos íngremes destas escarpas quanto dos remanescentes das MNs do topo do planalto que tendem a se expandir encosta abaixo. Em vários locais ocorreu uma indentação da MN, que mantém sua ocorrência original nas encostas superiores íngremes e prolonga-se em pequenas porções planas do planalto ou ao longo de alguns riachos, mas foi removida ou fragmentada na maior parte destas regiões mais planas. O desmatamento interno parece ter sido bastante comum no início da destruição florestal, mas ainda pode ser observado em diversas áreas, como pequenos "potreiros" ou pastos rodeados por MN aparentemente primária, embora com trilhas de gado dando acesso a estes "potreiros" pelo interior das MNs.

As espécies montanas já tiveram suas distribuições fragmentadas ou comprimidas por diversas mudanças climáticas: fluxos verticais expandiram ou contraíram o habitat disponível, enquanto flutuações horizontais dividiram ou reuniram populações, dentro do tempo evolutivo; também é amplamente aceito que as mudanças pleistocênicas nas terras altas tropicais foram dramáticas, implicando que as atuais alterações antrópicas não chegam a ser novidades aí; sem precedente é a taxa em que estão ocorrendo, medida hoje no tempo ecológico e não mais no tempo evolutivo. Isto pode significar a dificuldade de muitas espécies adaptarem-se às mudanças repentinas que estão sofrendo dentro deste processo cada vez mais acelerado de fragmentação, que provavelmente difere muito das fragmentações relativamente graduais que aconteceram ao longo do tempo geológico mais recente, considerando especialmente as glaciações pleistocênicas. Por outro lado, é possível que muitas espécies da MN sejam mais tolerantes à fragmentação que as espécies das florestas de terras mais baixas, já que estas supostamente não tiveram tantas experiências de sobreviver a episódios de fragmentação natural.

Não encontramos qualquer tipo de evidente dificuldade ou ameaça de extinção de alguma espécie vegetal em função de problemas por falta de polinização ou de dispersão de sementes, embora não tenhamos avaliado estes aspectos com observações controladas. A maioria das espécies de arbustos e arvoretas de matas nebulares da América Central apresenta sistemas de polinização generalistas, com flores não-especializadas que são visitadas por diversos tipos de inseto, o que, provavelmente, reduz os possíveis problemas (decorrentes da fragmentação) de decréscimo das populações ou espécies de polinizadores, e acreditamos que ocorra o mesmo nas MNs dos Aparados. Em relação às sementes, é provável que animais funcionem muito mais como dispersores a média ou longa distância, enquanto a gravidade, o vento e a chuva atuem como agentes a curta distância, que seriam suficientes para manter boa parte dos atuais fragmentos de MNs, embora talvez não sejam suficientes se pensarmos na recuperação e reexpansão destes remanescentes em curto prazo.

A frugivoria nas MNs parece ser do tipo generalista na grande maioria dos casos, com sementes e/ou frutos pequenos e pouco vistosos, que seriam dispersados por diversos tipos de pequenos animais, não parecendo haver qualquer espécie que seja dispersada unicamente por grandes vertebrados.

Apesar dos problemas decorrentes da fragmentação de florestas, diversos trabalhos mostram que o depauperamento **florístico** não é uma conseqüência inevitável deste processo, sendo importante entender a reorganização da comunidade que pode transformar fragmentos em refúgios estáveis para as biotas regionais anteriormente dispostas em matas mais contínuas. Substancial quantidade de espécies vegetais de diferentes tipos de floresta parece ser relativamente resistente à fragmentação, tendo persistido por décadas/séculos ou até milênios em fragmentos menores que 100 hectares, apesar da extinção de espécies de grandes vertebrados. Embora sempre preocupe, a fragmentação de alguns tipos de habitat também não significa obrigatoriamente uma depauperação **faunística**. Isto é válido para a mata amazônica de terra-firme (onde fragmentos de 100 ha podem ser considerados viáveis para manter substancial percentagem de suas espécies animais) e para fragmentos na mata atlântica, reconhecidos como de grande importância e servindo como refúgios de fauna nativa, o que também foi concluído para fragmentos de matas costarriquenhas entre 0,3 e 8 ha, para tamanhos muito variados de matas andinas e para pequenos remanescentes australianos com até 10 ha, que abrigavam entre 75 e 90% da ornitofauna.

Tem havido algum questionamento quanto ao valor de pequenos fragmentos florestais para a conservação da biodiversidade e quanto à capacidade de eles manterem a maior parte de suas espécies ao longo de uma escala de tempo mais longa, bem como quanto ao formato ou tamanho deles que seria mais desejável (considerações estas geralmente associadas à teoria do equilíbrio da biogeografia de ilhas). Na verdade, áreas grandes devem ser protegidas para minimizar extinções (e também porque algumas espécies de vertebrados necessitam delas), mas os remanescentes pequenos devem ser conservados para maximizar a diversidade de espécies, sendo essencial atentar para as mais valiosas e vulneráveis manchas de habitat, independentemente de seu tamanho ou sua forma.

A semelhança superficial entre um conjunto de remanescentes de uma vegetação muito fragmentada e um conjunto de ilhas levou pesquisadores a chamarem de ilhas de habitat ou arquipélago os fragmentos remanescentes de diversos tipos de ecossistema. O passo seguinte foi aplicar a estas ilhas de habitat, em geral áreas continentais recentemente isoladas, hipóteses geradas a partir da **teoria do equilíbrio da biogeografia de ilhas**; porém, a analogia entre arquipélagos verdadeiros e arquipélagos criados por fragmentação é cada vez mais frágil e tem sido crescentemente rejeitada. A maior parte deste assunto é de pequeno valor para o manejo de sistemas fragmentados e não é relevante para a prática conservacionista, por ser uma base inadequada para a ecologia aplicada. Esta teoria do equilíbrio já nem é aceita como paradigma para a biogeografia de ilhas, quanto mais para estratégias de conservação da biodiversidade. Assim, tal teoria não parece ter valor na discussão de aspectos da conservação nos remanescentes das MNs dos Aparados, e, portanto, não recomendamos tentativas de usá-la nesta formação.

Não temos dúvida quanto à imensa importância dos atuais fragmentos das MNs, pois diversos autores mostram que os fragmentos podem ser as "sementes" para restabelecer uma cobertura florestal mais extensa e contínua, já que a coalescência dos fragmentos remanescentes será mais fácil, tanto técnica como economicamente, que começar do solo nu ou de vegetação campestre. Conseqüentemente, fragmentos são muito melhor que nada, posição que adota um "otimismo cauteloso" para as espécies dos remanescentes bem manejados e considera a possibilidade de expansão destes fragmentos num futuro próximo, especialmente em regiões onde haja a racionalização das práticas agropecuárias.

Três ações de manejo são necessárias para conservar a diversidade dos pequenos remanescentes das MNs: **1)** criar uma comunidade protetora e estável nas margens de cada fragmento, formada por espécies especialistas deste ambiente, para proteger as espécies da região interna/central dos efeitos microclimáticas e de perturbação; **2)** controlar o fogo; **3)** auxiliar a dispersão entre fragmentos, para contrabalançar extinções locais dentro deles. Esta dispersão pode ser promovida até pelas mais delgadas conexões para aves dispersoras, como matas ciliares, linhas arbóreas junto às cercas, cercas-vivas ou mesmo árvores isoladas em pastagens. Outra estratégia necessária é a manutenção das MNs e de outras matas ao menos ao longo de rios e córregos e nas áreas mais íngremes, o que já é obrigatório de acordo com o Código Florestal brasileiro de 1965, embora seja muito pouco obedecido. Isto permitirá que tais matas continuem a prestar seus serviços naturais de ecossistema (proteção das fontes d'água e locais mais erodíveis e atenuação dos extremos

meteorológicos) e criará uma rede de fragmentos altamente conectados ao longo dos gradientes altitudinais, que abrigará parcela muito significativa da biota regional.

A complexidade dos efeitos da fragmentação das MNs não pode ser ignorada, mesmo numa análise geral como esta. Ao contrário de suposições antigas, estes efeitos (da mesma forma como os efeitos de borda, tratados a seguir) parecem altamente específicos de cada táxon, dos processos ecológicos e das escalas espaciais consideradas, variando ainda de acordo com o tipo de paisagem e sua estrutura. A influência da fragmentação sobre a distribuição e abundância de cada espécie pode sofrer efeitos locais, tais como mudanças em certas características dos microssítios ou a população tornar-se localmente adaptada após seu isolamento, além de haver sinergismos com queimadas e/ou pastejo e/ou mutualismos. As pressões seletivas associadas com a fragmentação podem levar uma população vegetal a diminuir seu tamanho, extinguir-se, tornar-se localmente adaptada após seu isolamento, aumentar seu tamanho através da exploração dos recursos disponíveis nas bordas ou manter conexões com subpopulações por meio do fluxo gênico.

A existência de fragmentos de MN não significa uma situação desesperadora, o que nos leva a adotar **uma visão menos pessimista sobre fragmentação**. Se conseguirmos **evitar ou substancialmente reduzir os fatores e agentes externos que causam sinergismos indesejáveis** nestes fragmentos, como em especial o gado, as queimadas e novos desmatamentos nas MNs, podemos ter grande esperança de que muitos destes remanescentes consigam se manter com pequenas alterações no curto prazo (anos), e inclusive possam se expandir e parcialmente coalescer a médio prazo (décadas), sem aumentar a já elevada taxa de extinção global. Isto permitiria que tentássemos recuperar em breve as extinções locais e regionais que venham a ser registradas nestas MNs.

Geralmente associados à fragmentação, os **efeitos de borda** são diferenças em fatores bióticos ou abióticos que existem ao longo das bordas de um fragmento em relação ao ambiente do interior da mata. Distintas espécies têm enormes diferenças quanto ao tamanho de área que seria considerado como borda para cada uma; assim, é razoável e prático supormos que a penetração dos efeitos de borda microclimáticos e vegetacionais se dá por uma distância correspondente a duas vezes a altura do dossel. A baixa estatura das MNs, permitindo que maior quantidade de radiação chegue ao solo florestal, provavelmente facilita a regeneração de suas bordas, comparativamente às bordas do pinhal ou da mata atlântica de encosta, onde o porte muito maior da vegetação cria condições diferentes de borda, mais sombreadas e talvez mais dificilmente recuperáveis. Por outro lado, como os processos sucessionais ocorrem mais lentamente nas MNs, em função das menores taxas de crescimento de suas espécies arbóreas, mais tempo provavelmente é necessário para eliminar ou reduzir os efeitos da borda, em comparação com bordas do pinhal ou da mata atlântica de encosta.

As margens das MNs são dinâmicas, e as bordas mais velhas mostram efeitos abióticos menores que as mais recentes, pois, à medida que a vegetação da margem recomeça a adensar-se algum tempo depois da criação da borda, o impacto do ambiente externo do fragmento sobre este começa a diminuir, caracterizando uma importante função protetora da borda e simultaneamente uma indução do processo de regeneração florestal nas áreas adjacentes. Deve ser reconhecida a importância das perturbações pretéritas nas respostas da vegetação e das diferentes espécies aos efeitos de borda, retardando a regeneração ou alterando ao menos temporariamente os padrões dela. Por isto, os impactos das queimadas e do gado terão que ser considerados no entendimento dos efeitos de borda e nas tentativas de redução ou supressão destes efeitos nos fragmentos remanescentes das MNs.

Nos Aparados, o processo de regeneração da borda raramente se completa, pois a freqüente ocorrência de queimadas nos campos junto às MNs e a passagem do gado (pastando a beira da MN e mantendo abertas trilhas e amplas regiões expostas) dificilmente permite o adensamento e a recuperação total da vegetação, que levariam à redução gradativa dos efeitos de borda e ao retorno da MN a uma situação mais próxima da original. Apenas em locais bastante íngremes ou pedregosos se observa mais freqüentemente este processo, em áreas não queimadas nos últimos anos e onde o gado não podia penetrar ou tinha muita dificuldade para ter acesso. Alguns autores têm sugerido a eliminação ou redução de trepadeiras como parte de estratégias para a recuperação de florestas ou bordas de mata; não encontramos qualquer local em que a abundância de trepadeiras parecesse prejudicar a estrutura do componente arbóreo ou a regeneração das MNs, não havendo qualquer motivo para que se pense na redução ou eliminação das trepadeiras.

Sabemos pouco sobre os movimentos dos animais através das paisagens, e nosso conhecimento sobre os princípios básicos determinantes da efetividade de **corredores** é extremamente limitado, mas ainda assim

vários técnicos consideram-nos importantes para reduzir os efeitos da fragmentação e criar conexões entre os remanescentes. Por outro lado, muitos pesquisadores criticam as recomendações de estabelecimento de corredores; isto é devido à insuficiência de dados para concluir sobre eles (menos da metade dos estudos empíricos encontrou evidência que comprove sua utilidade) e à falta de estudos que confirmem a função biológica deles, além do grande custo de muitos corredores, da pequena comprovação de seu uso por animais e da quase inexistência de análise dos movimentos de animais numa área através deles e por vias alternativas.

A conectividade não se limita apenas a corredores, e nem os corredores a determinam, pois o grau de contribuição deles para a conectividade da paisagem depende da natureza dos corredores, da natureza da matriz inter-habitat e da resposta de cada espécie a ambos. Além disso, o grau de conectividade necessário para manter uma população varia tremendamente com as propriedades dinâmicas da demografia dela, incluindo tamanho populacional, taxas de natalidade e mortalidade, e fatores genéticos, como nível de endogamia e variância genética, bem como com a própria dinâmica temporal da paisagem. Os corredores são apenas uma das várias possíveis estratégias ou alternativas de conservação a serem analisadas em cada caso.

A atual obsessão com corredores reflete a tendência humana de valorizar vertebrados, ignorando que os corredores não serão úteis para uma grande proporção das espécies e são de pequeno valor direto para espécies vegetais, embora possam ser importantes para aves e grandes mamíferos. Além disso, podem apresentar sérias desvantagens, como servir de vias de entrada ou disseminação de doenças e espécies exóticas ou tornar-se armadilhas mortais para indivíduos atraídos para eles e que não encontram neles as condições necessárias para sobreviver. A aquisição de áreas para (ou a criação de) corredores necessita de recursos que poderiam ser empregados em outras alternativas, como a aquisição de maior área de habitat contínuo, recuperação deste ou de remanescentes próximos dentro da matriz, etc. Nenhuma discussão abstrata sobre corredores, sem dados, pode guiar adequadamente decisões sobre manejo e aquisição de áreas. Determinar se uma certa área linear serve como um corredor biológico ou como uma mancha de habitat terá que ser especificamente para uma espécie e uma paisagem. Cada possível corredor terá que ser avaliado individualmente. E o ônus da prova deve ser daqueles que propõem gastar os escassos recursos para conservação estabelecendo corredores e não em habitats centrais ou nucleares. O que é um corredor para uma espécie pode ser uma barreira para outra! Corredores não são panacéia! E tudo isto se aplica a tentativas futuras de estabelecer corredores na região dos Aparados ou nas suas MNs.

Nos Aparados, a densidade de **estradas** é reduzida e ainda não parece ser um sério problema, embora seja evidente que o número de espécies ruderais junto às suas margens é muito maior que um pouco mais longe delas. A acessibilidade propiciada pelas estradas tem contribuído para aumentar a fragmentação das MNs e também tem permitido a exploração madeireira e de xaxim, e algumas destruições lineares geralmente associadas às estradas (beiras destas, caminhos sob redes elétricas e sobre o gasoduto Bolívia-Brasil) causam efeitos problemáticos.

Um aspecto positivo das estradas é que suas margens podem ter grande riqueza de espécies e mesmo de ambientes criados; lagos, banhados, valas, diferentes ângulos de inclinação e exposição, manchas de arbustos ao invés de fileiras, diversas combinações de luz solar e sombra oferecem variedade de ambientes para as espécies na margem das estradas. A manutenção tanto de habitats naturais (preservados durante a implantação da estrada ou naturalmente recuperados após esta) quanto dos criados durante a sua construção (banhados, valas, paredões rochosos) é uma necessidade absoluta. Tais ambientes conservam muitos dos elementos da biota nativa (vários, inclusive, raros ou ameaçados) e, além disso, servem como atrativos e diversidade paisagística para motoristas e passageiros, que não ficam expostos a uma monotonia panorâmica que seria, até, perigosa, por provocar cansaço e/ou sono nos condutores dos veículos. O uso de espécies nativas é indispensável, sendo um bom exemplo o efeito obtido por plantas de *Gunnera manicata* ao longo das estradas que descem os Aparados e mesmo no planalto, como na SC 438 próximo do mirante da Serra do Rio do Rastro. Já na SC 439, que teve sua parte mais íngreme recentemente asfaltada, as obras provocaram o desaparecimento de populações supostamente híbridas de *Leandra* e *Begonia*; os habitats antes ocupados por tais híbridos e várias espécies endêmicas muito ornamentais, além de serem destruídos, foram "ornamentados" com espécies exóticas (*Rhododendron simsii*, *Yucca* sp., etc.), em total contradição com uma necessária política de valorização dos recursos florísticos nativos nas proximidades de cada estrada, que também contribuiria para a conservação deles e para que os viajantes os conhecessem melhor.

A recente instalação do gasoduto Brasil-Bolívia, através da Serra da Rocinha, trouxe outros impactos de obras de engenharia sobre as comunidades naturais dos Aparados e de áreas planaltinas próximas, que devem ser monitorados durante os próximos anos, até para garantir a segurança desta canalização, instalada ao longo de área naturalmente frágil, exposta a instabilidades geomorfológicas e fortíssimas tempestades.

A MN é formada por árvores baixas, arbustos, epífitos, trepadeiras, além de ervas (graminóides ou não) e subarbustos umbrófilos, e todo este grupo de formas é eliminado e substituído por um conjunto de graminóides e subarbustos heliófilos que se estabelecem em áreas onde as MNs deram lugar à instalação de vegetação campestre que serve de alimento para o gado. Em conseqüência, surgem mudanças a nível de ecossistema, como a menos efetiva retenção de nutrientes pelos graminóides de raízes pouco profundas (em comparação com árvores), a menor condensação de neblina em áreas não-florestadas (quando comparadas com matas adjacentes) e alteração no padrão de distribuição espacial da água da chuva (pela inexistência de árvores e especialmente de epífitas criptogâmicas, que funcionam como "esponjas") e da quantidade de N inorgânico precipitado nesta água.

A diferença mais saliente entre a maioria das perturbações naturais e as antrópicas é a normalmente longa duração da intervenção humana, muitas vezes repetida, enquanto a maioria dos processos sucessionais naturais em geral transcorre sem outras interrupções por novos distúrbios. As ações de retirada de madeira e destruição de plantas lenhosas, pastejo pelo gado e queimadas, repetidas durante décadas na mesma área originalmente ocupada pela MN, acabam eliminando seletivamente aquelas espécies que não rebrotam ou que não atingem a maturidade reprodutiva entre as perturbações; além disso, novos ingressos de plantas através da chuva de sementes ou do banco de sementes do solo são suplantados pelo crescimento vegetativo de espécies e grupos funcionais capazes de rebrotar ou de expansão clonal, como arbustos, graminóides e trepadeiras.

Para compreendermos a importância das **queimadas** nos Aparados, é necessário considerarmos alguns aspectos sobre a vegetação campestre. Os campos nativos, bem como os antrópicos floristicamente similares, são formados por uma grande maioria de espécies que crescem durante a primavera, o verão e início do outono, período em que completam seu ciclo e então secam, morrendo as anuais e mantendo-se as perenes num estado dormente ou de reduzido crescimento durante o inverno. Nesta estação, a grande maioria das espécies não possui capacidade de crescimento e ocorre acúmulo de material seco da parte aérea das plantas dormentes ou mortas, que é bastante inflamável. Os pecuaristas acreditam, erradamente, que a retirada dessa matéria seca, através do fogo, apressaria a rebrota das pastagens na primavera. Assim, o produtor rural queima por hábito, mas, na verdade, a queimada retarda o rebrote e diminui a quantidade de fitomassa produzida na próxima estação de crescimento.

O acúmulo de material seco ou "macega" acima do solo, ao final do período de crescimento do pasto, indica que houve sobra de alimento não consumido pelo gado; isto é um desperdício e ainda gera o "problema" de excesso de cobertura morta no campo, que o produtor elimina através do fogo, que já se tornou uma questão cultural, em virtude do seu uso desde tempos imemoriais. Todo o problema das queimadas está diretamente ligado à inadequação entre a produção de forragem e a lotação de animais no pasto, já que esta é estabelecida em função das possibilidades alimentícias do inverno e cria o desperdício de pasto no verão, que será queimado no inverno seguinte enquanto o gado estará perdendo peso ou mesmo morrendo de fome.

A prática mais tradicional de manejo dos campos planaltinos é a realização de grandes queimadas nas pastagens secas no final do inverno (geralmente agosto), com as finalidades de eliminar a massa aérea morta ("palha") das gramíneas e os subarbustos e arbustos invasores (chamada de "limpeza do campo" ou "limpeza da pastagem"), e de fazer rebrotar com maior vigor ("estímulo") as gramíneas que alimentariam mais precocemente o gado no início da primavera. Anualmente, enormes extensões de campo são queimadas sem qualquer controle, atingindo também áreas de MN e todos os outros tipos de vegetação em contato com os campos. Em relação à "limpeza do campo", uma alternativa óbvia é o emprego de roçadeiras.

A recorrência do fogo no final de cada inverno afeta diferentemente cada espécie vegetal. Atinge drasticamente as poucas espécies nativas com crescimento hibernal (inclusive leguminosas), que estão justamente no período de frutificação, as quais são assim anualmente prejudicadas e diminuem cada vez mais sua abundância e riqueza, tendendo a desaparecer (em função da seleção negativa feita sobre elas) e a reduzir ainda mais a já pequena oferta de pasto de qualidade para o gado neste período. Ao contrário, as espécies mais tolerantes ao fogo (possuidoras de gemas protegidas ou órgãos subterrâneos), geralmente indesejáveis, como os gravatás (*Eryngium* spp.), aumentam sua abundância, pois são selecionadas favoravelmente, além de terem

sua massa muito menos consumida pelo gado, o mesmo ocorrendo com as vassouras e carquejas (*Baccharis* spp.). Além disso, a queimada estimula a perda de N e S, volatilizados após o fogo, sendo baixa a quantidade de nutrientes incorporada ao solo pelas cinzas em pastagens nativas; embora Ca, Mg e K possam mostrar maiores teores logo após a queima, seus teores em seguida voltam aos níveis anteriores, além do aumento das bases trocáveis ampliar a suscetibilidade destes nutrientes à perda por lixiviação.

Outro prejuízo é a destruição dos palanques das cercas pelo fogo, cuja substituição tem que ser muito mais rápida do que seria sem as queimadas, e tal troca é feita usando troncos e ramos de espécies das MNs, significando mais um efeito prejudicial, desta vez indireto, das queimadas sobre a vegetação remanescente de MNs. Algumas vezes, a substituição das cercas não é feita, deixando-as parcialmente rompidas ou caídas, mas isto acentua ainda mais a deficiência de manejo das pastagens, pois é impossível explorar adequadamente grandes áreas de campo sem a sua subdivisão em lotes menores.

Mesmo do ponto de vista do pecuarista, as queimadas mostram-se, portanto, **desnecessárias** e prejudiciais. Porém, elas estão profundamente arraigadas na lógica e na cultura dos habitantes dos Aparados, e já fazem parte dos modos de vida e de exploração da terra desenvolvidos e incorporados pelos proprietários rurais e vaqueiros, o que dificulta muito a sua eliminação. Embora não seja impossível, a ignição provocada por causas naturais é absolutamente improvável aí, e ainda muito mais dificilmente evoluiria para um incêndio florestal de proporções consideráveis, já que as tempestades na região são sempre acompanhadas por chuva. A queimada é uma prática secular nos Aparados, pois acompanha a criação de gado desde a introdução deste na região há cerca de 250 anos. A grande maioria dos campos próximos aos Aparados surgiu pelas contínuas e sucessivas queimadas das MNs em épocas secas, destruindo-se assim paulatinamente a cobertura arbustiva e arbórea, para originar campos inicialmente "sujos", que são tornados "limpos" pela continuidade das queimadas anuais. Esta prática secular já foi responsável pela eliminação de pelo menos metade das MNs que existiam nas regiões planas e encostas suaves. A localização das MNs remanescentes restringe-se fortemente às encostas mais declivosas e às escarpas, como conseqüência em grande parte da forma de ação do fogo, cujo deslocamento é inibido no sentido de cima para baixo e em áreas menos atingidas pelo vento, bem como em relevo topograficamente irregular. Assim, áreas planas e seguidamente atingidas pelo vento permitem uma propagação do fogo que não seja afetada por mudanças abruptas no relevo.

As queimadas provocam destruição direta de comunidades ou indivíduos das MNs, no último caso diminuindo a densidade da comunidade e favorecendo espécies invasoras e/ou pioneiras; também impedem a regeneração e a natural expansão das MNs, especialmente de suas margens, por matarem indivíduos jovens que substituiriam os velhos e decrépitos (que eventualmente podem sobreviver ao fogo de baixa intensidade), e novamente reduzindo a densidade do componente arbóreo e selecionando espécies pioneiras; os efeitos sobre animais polinizadores e dispersores de propágulos também são prováveis, mas menos comprovados. A sucessão florestal após grandes incêndios favorece espécies intolerantes à sombra, ao contrário da sucessão que decorre de derrubadas causadas por ventanias ou furacões, a qual favorece espécies tolerantes à sombra.

As queimadas eliminam assim as espécies da MN: eventuais secas, algumas bastante prolongadas, deixam as MNs mais suscetíveis à ação do fogo, especialmente em áreas onde tiver ocorrido algum tipo de desmatamento, seja para extração de madeira (lenha, moirões), colocação de cercas, construção de estradas ou linhas elétricas, estabelecimento de trilhas e/ou pastagem para o gado, etc. O acúmulo de matéria seca, morta naturalmente ou pelos cortes antrópicos, fornece o combustível para a expansão e maior duração dos incêndios provocados pelos produtores rurais nas áreas campestres ou diretamente em áreas de MN com matéria seca acumulada. O impacto do fogo é mais drástico que o simples desmatamento a machado ou motosserra, porque causa a morte da maioria das plântulas e plantas jovens (mais sensíveis ao fogo que os adultos) e uma redução significativa do tamanho e da diversidade do banco de sementes do solo, além de, pelo grande aquecimento do solo, afetar dramaticamente as populações de microrganismos e animais que aí vivem, contribuindo para desequilibrar ainda mais o ecossistema e reduzir sua capacidade de regeneração, esta também prejudicada pela perda de nutrientes durante e após a queimada. A redução da densidade da MN e a abertura de espaços no seu dossel e nas suas margens permitem a invasão de espécies campestres ou sucessionais, muitas anuais e mais combustíveis, além de criar alterações abióticas que deixam as áreas mais quentes e secas, e ainda muito mais sujeitas a novas queimadas.

Portanto, a repetição das queimadas, dando um caráter cíclico ou recorrente a este grave distúrbio e tornando o fogo um componente regular do regime de perturbação, deixa as MNs cada vez mais suscetíveis, e

à medida que mais MNs são queimadas, as chances de retorno do fogo também aumentam, reduzindo a possibilidade de uma reconstituição da floresta. Além disso, em relação à primeira queimada, um fogo florestal subseqüente é muito mais intenso, com liberação de calor 10 vezes maior ou até mais, o que torna as queimadas posteriores muito mais danosas que a primeira.

Queimadas recorrentes em intervalos menores que 90 anos podem eliminar espécies arbóreas das matas pluviais, enquanto intervalos de menos de 20 anos podem erradicar as árvores completamente, levando inevitavelmente a uma vegetação savânica ou graminóide. Por outro lado, queimadas e desmatamentos nos extremos superiores das matas montanas provocam um rebaixamento do limite altitudinal das árvores que pode atingir várias centenas de metros, permitindo a expansão das vegetações abertas que restringiam-se a áreas de maior altitude ou declividade. A recuperação das MNs dependeria da capacidade de suas espécies arbóreas cobrirem e sombrearem tais áreas abertas; mas, diante do extremamente lento crescimento das espécies das maiores altitudes, que torna tais matas montanas o ecossistema mais frágil dos trópicos, a freqüência de repetição das queimadas é quase sempre muito superior à capacidade de as espécies das MNs "cicatrizarem" a maior parte das áreas perturbadas. Além disso, o empobrecimento ainda maior do solo naturalmente pouco fértil das MNs mais perturbadas torna a regeneração delas um processo muito mais demorado, aumentando a chance de tais áreas serem atingidas por novas queimadas, porque, qualquer fator que diminua a taxa de restabelecimento da cobertura arbórea (seca, condições físicas ou químicas do solo, etc.) deixa a vegetação mais sujeita às queimadas. Assim, as queimadas anuais ou bienais vão/foram ampliando as áreas de MNs degradadas ou destruídas, e estas torna(ra)m-se progressivamente mais propensas a novas queimadas que as matas ainda intactas, num terrível e crescente círculo vicioso.

O rebrotamento de árvores a partir de tocos e raízes é um dos efeitos do fogo nas MNs. A repetição das queimadas, porém, mata quase todos os novos brotos, muito mais suscetíveis mesmo a incêndio de pequena intensidade, pois estão muito próximos do solo e são ainda pouco lenhosos, e acaba exaurindo a capacidade de rebrota da maioria das espécies e eliminando definitivamente todos os indivíduos arbóreos que sobreviveram por até diversos anos. Além disso, estas repetidas queimadas nas MNs são responsáveis pela diminuição no número e na massa das plantas lenhosas e pelo aumento das plantas herbáceas, que dominam o local com a continuidade das queimadas. O intervalo entre estas permite a germinação, o florescimento e a disseminação das plantas de ciclo curto (que podem ter grandes densidades e bancos de sementes no local), mas impede a conclusão do ciclo de quase todas as plantas lenhosas, tanto arbustivas pioneiras (especialmente do gênero *Baccharis*, importantes para o desenvolvimento do "vassoural" ou estágio sucessional arbustivo) quanto todos os tipos de arbóreas.

Muitas espécies arbóreas das MNs têm uma parcela de seus frutos dispersada por animais, aves florestais especialmente, e as atividades destes dispersores geralmente não incluem percursos por áreas abertas ou campestres, o que diminui bastante a chance de eventuais defecações nestas áreas. Por outro lado, as áreas de MN ainda existentes nos Aparados estão cercadas por campos ou em contato direto com eles, o que significa que qualquer clareira ou destruição antrópica nas MNs remanescentes tem, imediatamente, junto a ela ou nas proximidades, fontes de propágulos de gramíneas, ciperáceas, asteráceas e outras espécies campestres ou de estágio sucessional inicial que podem invadir a área destruída da MN ou a clareira suficientemente ampla, já que seus propágulos são geralmente anemocóricos e produzidos em grande quantidade, e as duas primeiras famílias são quase sempre anemófilas, sendo também favorecidas pela ausência ou redução de animais polinizadores das espécies florestais. Além disso, nas áreas de ecótonos, espécies estoloníferas ou rizomatosas do campo, que geralmente sobrevivem ao fogo, colonizam por via vegetativa as áreas queimadas das bordas das MNs. Assim, as condições atuais parecem favorecer muito mais a dispersão e o estabelecimento de espécies anemocóricas pioneiras que o recrutamento ou a reexpansão das espécies arbóreas e de outras florestais associadas a estas (ervas, arbustos, trepadeiras e epífitos).

Uma possibilidade de reversão parcial desta terrível perspectiva é dada pela existência de árvores sobreviventes ou plantadas, mesmo que inicialmente isoladas na pastagem ou num resto de MN, as quais podem facilitar o estabelecimento de outras espécies lenhosas por simultaneamente atraírem dispersores de propágulos, sombrearem a agressiva vegetação campestre herbácea e atenuarem a radiação e a temperatura, produzindo condições microambientais atmosféricas e do solo mais semelhantes às das MNs e favoráveis à germinação de outras espécies florestais, inclusive climáxicas. No entanto, as repetidas queimadas reduzem ou eliminam esta possibilidade de criação de novos "núcleos expansivos" da MN, pois acabam matando tais

árvores ou grupos isolados, além de destruir os "vassourais" que fazem parte do processo sucessional de regeneração das MNs, impedindo um verdadeiro **reflorestamento** e invertendo o que seria a atual tendência natural de expansão da MN sobre as vegetações abertas.

Nas MNs, as árvores sobreviventes à(s) passagem(ns) do fogo geralmente têm tamanhos muito mais reduzidos (em alguns casos aproximando-se do nanismo), em função de perdas e diminuição da parte aérea. Estas árvores queimadas das MNs ainda apresentam padrões de ramificação completamente anômalos, pois, após a queima e a morte da folhagem e dos ramos jovens, as brotações e o desenvolvimento de novas folhas parecem concentrar-se em alguns pontos dos troncos e ramos grossos sobreviventes, onde forma-se um grande número de ramos finos, que parecem competir entre si por luminosidade e acabam dando uma nova arquitetura para as ramificações da árvore. Apesar destes aspectos, as árvores mais velhas e/ou maiores (possuidoras de cascas mais grossas) geralmente têm mais possibilidade de sobreviverem às queimadas que plantas com caules jovens, e podem ser importantes na regeneração mais rápida de áreas queimadas, já que o processo sucessional aí não precisaria depender totalmente da colonização por novos elementos.

Outro aspecto da influência pirogênica é o evidente efeito das queimadas sobre as bordas de MNs em contato com o campo hoje em dia. Uma faixa marginal de MN de pelo menos 1-3 m de largura em média por ano é destruída pelo fogo em cada fragmento ou mancha de MN em contato com o campo queimado, o que significa um avanço contínuo do campo e da capoeira transicional ("vassoural") e uma conseqüente redução da superfície de MNs, devido às periódicas queimadas anuais dos campos no inverno. A penetração do fogo nestas bordas das MNs geralmente não é maior (exceto em anos mais secos) tanto por causa da diferente serapilheira (mais úmida, menos inflamável e com mais nutrientes) das matas (em relação à fitomassa do campo) como pelo microclima florestal ser mais úmido e menos quente, além de as MNs estarem atualmente quase restritas às escarpas, onde o movimento de descida do fogo é inibido pelo fato de a transferência de calor neste caso ser majoritariamente em sentido oposto ao da fitomassa combustível, o que dificulta ou impede a continuidade da propagação do fogo.

É provável que, enquanto os pecuaristas dos Aparados não forem forçados a encarar as queimadas como um **problema**, e não como um costume, elas continuem a ocorrer e a destruir. A única forma de os proprietários sentirem que as queimadas são um problema é os órgãos governamentais fiscalizarem e punirem os crimes que as queimadas representam. E a legislação já prevê tais crimes, tanto nos Códigos Penal (Artigo 250) e Civil (Artigo 159), quanto no Florestal (Lei 4771/65, Artigo 27), puníveis com reclusão, multa ou indenização. Ou seja, basta que as leis sejam cumpridas para resolver um dos maiores problemas das MNs dos Aparados e de suas espécies. Os direitos individuais (como o da propriedade) trazem consigo responsabilidades e obrigações, e estas estendem-se à fauna e à vegetação, ou seja, o proprietário ou usuário da terra tem a responsabilidade de minimizar os impactos sobre a biodiversidade local.

Algumas pessoas defendem ou toleram as queimadas, argumentando sobre a tradição destas no planalto. Lembramos, apenas, que a antropofagia foi prática tradicional durante milênios nesta terra, e que a escravidão foi prática tradicional da nossa espécie em diversas regiões do planeta até o século 19, quando o nosso foi o último país do mundo a proibir tal "tradição" (e a extinguir o tráfico de escravos que esteve na raiz do desenvolvimento da agricultura colonial e das grandes monoculturas, outra invenção do colonialismo), sob protestos de inúmeros proprietários rurais antiabolicionistas, que afirmavam ser necessária a continuidade de tal prática, para evitar o colapso da produção agrícola brasileira. Ou seja, tradição nem sempre é algo que possamos nos orgulhar de manter ou que devamos defender ou tolerar.

Nossa posição em relação ao uso do fogo nos Aparados e mesmo no sul do Brasil pode ser resumida aqui: a Natureza leva um ou vários anos para produzir uma quantidade de fitomassa, e é absurdo alguém acender um palito de fósforo, incinerar tal matéria orgânica sem qualquer proveito, desperdiçando os recursos e a energia ali armazenados, e ainda causar enorme mortandade nas formas de vida ocupantes da área. Não é possível que algum técnico prescreva, aceite ou entenda algo assim!

O **gado** é outro fator muito antigo na região, com pelo menos 250 anos de atuação. Praticamente todas as estradas que descem dos Aparados para o litoral foram criadas a partir de antigas trilhas de transporte do gado pelos "tropeiros". Os bovinos não foram o único tipo de animal exótico a impactar o interior das MNs, pois também os suínos já habitaram parte das matas da região. Bois e vacas foram e são muito mais numerosos que os cavalos, usados para transporte humano ou para manejar o gado bovino, e que os muares, talvez até mais comuns que os cavalos em séculos anteriores, mas pouco importantes hoje em dia.

Diversos são os indícios da presença ou influência do gado no interior das MNs, como fezes, pegadas, plantas herbivoradas (especialmente taquarinhas), trilhas ou carreiros, revolvimento do solo, entre outros. As MNs têm sido fundamentais no atendimento de diversos requisitos necessários ao conforto do gado criado na região.

O gado bovino é um grande freqüentador do interior das MNs. No inverno, aí, ele encontra forragem de boa qualidade (com destaque para os carás – taquarinhas do gênero *Chusquea*, especialmente *C. mimosa*) e proteção contra os fortes e gélidos ventos, quando a forragem está seca e morta no campo e as condições meteorológicas neste são mais desfavoráveis. No verão, a MN é onde o gado pode se abrigar da intensa radiação solar no meio do dia, que produz altíssimas temperaturas do ar e solo (no campo) e da pele dos animais; além disso, o gado encontra, nas MNs, regatos onde pode saciar a sede, confirmando a enorme importância das MNs em proverem locais de maior conforto para os rebanhos criados nos Aparados. O gado doméstico possui uma necessidade inerente (mas latente) de ter uma cobertura vegetacional sob a qual se proteger, tanto de predadores quanto de condições meteorológicas menos favoráveis.

Os ecossistemas florestais em geral não possuem grande número de vertebrados herbívoros, e os frugívoros são o grupo dominante deles na maioria das matas tropicais, apresentando uma massa de cerca de 16 kg/ha. Mesmo na exuberante Mata Atlântica brasileira, a massa animal de um hectare dificilmente passa de 100 kg se incluir todos os vertebrados não voadores, podendo ser considerada "pobre", se comparada com as centenas de toneladas por hectare da fitomassa. Embora a massa de vertebrados folívoros seja geralmente baixa quando comparada com a dos insetos numa floresta, eles sem dúvida exercem pressão seletiva sobre certas espécies vegetais e influenciam a estrutura da vegetação.

Os mais importantes herbívoros ou usuários de plantas nas florestas neotropicais são os insetos (especialmente as formigas), responsáveis pelo consumo de 8 a 10% da superfície foliar de vários tipos de floresta anualmente. A eficiência de assimilação de insetos herbívoros é de cerca de 40%, enquanto a dos mamíferos herbívoros varia de 1,5 a 3%, em função da necessidade e dos custos da termorregulação dos últimos, limitação que os força a terem comportamento alimentar mais generalizado que os insetos e a dependerem muito dos sistemas de "detoxificação" microbiana. A lesão e o consumo de folhas por herbívoros pode ser um fluxo significativo de nutrientes no sistema florestal, com chance de estes nutrientes serem perdidos através das fezes ou dos cadáveres. A baixa taxa de crescimento das plantas em áreas de grande altitude deve ter um efeito muito redutor na massa e riqueza de espécies de herbívoros, sendo até esperada uma pequena comunidade deles mesmo que as espécies vegetais tenham excepcional valor forrageiro. Assim, a recente influência enorme dos bovinos significa ou um grande aumento da taxa de herbivoria nas MNs (se os bovinos não interferirem na intensidade de herbivoria dos demais grupos animais) ou uma substituição parcial, reduzindo a herbivoria de invertebrados e/ou de pequenos mamíferos, mas em qualquer caso sendo absolutamente menos eficiente e, portanto, mais custosa para as MNs, além de a massa destes animais ser, posteriormente, exportada do ecossistema e, assim, significar a perda de nutrientes da região.

A inexistência de grandes herbívoros (com massa acima de 350 kg), em tempos recentes, nas formações vegetacionais sul-brasileiras (inclusive campestres), faz com que os maiores herbívoros nativos da MN tenham massa de poucas dezenas de kg. A mesma impressão que tivemos de uma fauna bastante pobre nas MNs já foi sentida por Ule, que considerou paupérrima a fauna das regiões mais elevadas do Itatiaia no final do século 19, referindo-se especialmente aos vertebrados. Portanto, não se trata simplesmente de redução faunística provocada por caça, desmatamentos, queimadas, fragmentação dos remanescentes, ou mesmo da combinação de todos estes fatores, cada um dos quais contribuiu para reduzir ainda mais uma fauna que já era naturalmente pobre.

Não há nos Aparados qualquer animal nativo semelhante a um bovino ou eqüino, que são os atuais habitantes e maiores herbívoros das poucas MNs remanescentes. A massa destes animais é referida geralmente em termos de UA (unidade animal, correspondente a 500 kg cada uma); uma UA é responsável pela produção de cerca de 40 kg/dia de dejetos, 25 kg de fezes e 14 l de urina; uma estimativa de consumo de forragem de 2,4 vezes a produção de fezes, significaria a ingestão de 60 kg de fitomassa/UA/dia; em termos de matéria seca, o consumo diário de um bovino é de 2-3% do seu peso vivo.

A comparação da massa corporal dos maiores herbívoros (ou onívoros) nativos com a de vacas, bois e cavalos é interessante tanto pelo consumo de fitomassa, supondo que seja proporcional à massa do animal, quanto pelos efeitos dos animais com grande massa corporal sobre o solo, em termos de compactação e também de erosão provocada em declives. A herbivoria tem efeitos nas plantas que variam de negligíveis (ou

até benéficos) a catastróficos, dependendo da parte removida (estruturas reprodutivas ou vegetativas), da intensidade de remoção, do período do ataque em relação ao ciclo de desenvolvimento da planta e do histórico de desfolhação desta.

Os efeitos do gado bovino sobre o interior da MN são muito grandes e evidentes. Todas as MNs no topo do planalto já foram pastejadas e tornaram-se parcialmente destruídas por trilhas de gado, pois não houve uma só área em todas as MNs percorridas que apresentasse uma estrutura vertical ou horizontal intacta. O grau de fragmentação destas MNs nos faz pensar que todos os remanescentes vistos mas não percorridos tenham sofrido o mesmo impacto. Provavelmente, só pequenas regiões nas escarpas ficaram inacessíveis para o gado bovino. É impressionante como locais em que tivemos enorme dificuldade de atingir já tinham sido visitados e pastejados pelo gado. Médias ou altas intensidades de pastejo levam ao estabelecimento de campos antrópicos em áreas originalmente contíguas ao limite altitudinal das árvores, independentemente da altitude.

Indivíduos de espécies como *Crinodendron brasiliense* e *Myrceugenia regnelliana*, em que a rebrota de ramos basais parece fundamental, podem ser gravemente prejudicados quando o gado ingere ou quebra os brotos basais jovens, deixando as plantas restritas aos troncos em senescência, geralmente já ocos na primeira espécie. Por outro lado, o aumento do tamanho e da freqüência de clareiras, bem como a ocorrência de trilhas e outras áreas com submata aberta ou pouco densa, significa um evidente favorecimento a espécies de ambientes mais iluminados ou pioneiras, tanto nativas quanto exóticas, as quais podem estar sendo ainda mais beneficiadas por possível introdução e/ou dispersão via fezes ou pêlos do gado.

A destruição da cobertura vegetal em trilhas ou carreiros criados pelos bovinos, especialmente através do desbaste da submata, ocorre tanto pelo consumo das partes aéreas alcançadas pelo gado, especialmente folhas e ramos jovens, quanto pelo deslocamento dos animais no interior da MN, destruindo plantas pequenas e quebrando ramos dos arbustos e árvores, bem como pelo deitar dos bovinos, que amassa e quebra ou verga a vegetação de menor porte (plântulas, ervas, subarbustos) de cada local que tenha servido para repouso por algum período, tanto para o sono quanto para a ruminação. Locais de agrupamento do rebanho, à noite para dormir, ou durante o dia para descanso ou proteção (contra os ventos no inverno ou o sol escaldante no verão), são especialmente destruídos, não ficando a devastação restrita às trilhas.

Tanto nestes locais mais amplos (paradores), como nas trilhas, são muito evidentes as alterações no solo da MN, em função do pisoteio e do deslocamento dos animais, aumentando a compactação do solo, tornando irregular a superfície em áreas planas e gerando depressões acumuladoras de água, o que torna mais instável a estrutura do solo e cria grandes charcos com buracos surgidos do afundamento das patas dos animais, num processo retroalimentado pela freqüente passagem do rebanho. Em áreas de encosta, ocorre o mesmo processo, só que as áreas encharcadas são bem mais reduzidas, mas o revolvimento do solo gera profundos sulcos e graves perdas de solo por erosão hídrica, durante as chuvas mais intensas. Os efeitos compactantes do gado são maiores quando o solo está úmido do que quando está seco, e, na região e sob cobertura da MN, a umidade do solo é bastante estável e geralmente alta. Além disso, a freqüente e constante atividade compactadora do gado torna mais difícil a recuperação das características originais do solo que se os distúrbios fossem apenas ocasionais.

O gado também interfere na ciclagem de nutrientes, convertendo-os de uma forma relativamente dispersa e não-disponível (fitomassa) em formas mais concentradas espacialmente e mais disponíveis para as plantas – urina (N e K) e fezes (N, P, K, Ca e Mg). Por outro lado, a natureza móvel e concentrada das excreções animais aumenta o potencial de lixiviação, ampliando a taxa de perda de nutrientes do ecossistema e reduzindo a sustentabilidade dele. Tais concentrações de matéria orgânica significam "pulsos" de nutrientes adicionados instantaneamente ao solo, onde poderão ocorrer intensas mineralizações locais, sincronizadas ou não com a proliferação de raízes das plantas vizinhas e/ou com o crescimento da massa microbiana.

São esperadas diferenças de fertilidade entre locais, em função de acúmulos de nutrientes nas áreas de reunião do rebanho, que são intensamente defecadas e urinadas. É muito provável que esteja ocorrendo nos Aparados um transporte de nutrientes das áreas campestres, onde o gado passa a maior parte do dia e ingere a maior quantidade de fitomassa, para o interior das MNs, onde ele especialmente descansa e se abriga, o que talvez não fosse um efeito negativo do pastoreio nas MNs, que estariam tendo um enriquecimento dos seus solos. As manchas de fezes interferem na distribuição das espécies vegetais por alterar a abundância relativa das espécies no banco de sementes do solo, e/ou por influenciar a deposição de sementes e/ou por intensificar o crescimento de algumas espécies através da liberação de nutrientes.

O gado ainda impacta o microclima das MNs, afetando as temperaturas do ar, da superfície do solo e do interior deste, a velocidade do vento e a umidade relativa do ar, pela redução da folhagem e da serapilheira, levando ao aumento na exposição da superfície do solo à radiação e compactação, facilitando a rápida condução de calor através do solo e resultando em temperaturas diurnas maiores e noturnas menores. Isto, ao lado de seus efeitos prejudiciais sobre as características químicas, físicas e hidrológicas do solo e sobre a microtopografia da superfície deste, caracteriza o gado como uma perturbação múltipla, que afeta todos os componentes do ecossistema das MNs.

A interação do fogo com o gado já é esperada, pois, funcionalmente, o fogo é um herbívoro/detritívoro não-seletivo, que consome órgãos e tecidos vegetais vivos e mortos. Outra interação importante é entre a herbivoria e a fragmentação florestal, já que esta favorece muitas espécies de herbívoros, devido à ampliação das áreas de borda, tornando mais fácil a penetração de mamíferos herbívoros nos estandes florestais, onde podem encontrar muitas espécies vegetais vulneráveis.

O gado bovino talvez seja hoje a mais grave ameaça à recuperação das MNs, pois interfere direta e negativamente na regeneração natural delas, impedindo ou diminuindo a substituição das árvores velhas que morrem por indivíduos jovens, já que estes são intensamente pisoteados e/ou parcial ou totalmente comidos, tendo uma densidade muito baixa e insuficiente para substituir as árvores mortas, gerando clareiras grandes que às vezes tendem a aumentar, pois as árvores restantes ficam mais sujeitas a ser derrubadas pelos fortes ventos que atingem as regiões mais expostas e sacodem intensamente as copas nos pontos menos protegidos.

As pressões dos consumidores e ambientalistas têm sido crescentes sobre os produtores rurais, em relação às práticas agrícolas não sustentáveis, especialmente causadoras de danos ecológicos (erosão, desmatamento, contaminação das águas), ou que incluam tratamento inadequado ou excessivamente estressante para os animais. Elas mostram a ineficiência do sistema tradicional de pecuária nos trópicos latino-americanos, que requer 4 anos para produzir um animal com 450 kg de massa, que renderá 225 kg de carne, consumindo pelo menos 8600 kg de matéria seca, fermentada ineficientemente no rúmen, em função da deficiência da pastagem em N e outros nutrientes necessários para os microrganismos do rúmen.

Diversas alternativas têm sido sugeridas, envolvendo a diversificação de animais criados, o confinamento de algumas espécies, o forrageamento com espécies arbóreas e aquáticas, o estabelecimento de plantios agrícolas que simulem o efeito da cobertura florestal original e fixem N (através de leguminosas arbóreas ou *Azolla*), a reciclagem dos excrementos dos animais confinados (através de biodigestores) e práticas de manejo do solo que favoreçam a manutenção ou a recuperação dos organismos do solo, com destaque para as minhocas, que podem ser manejadas a parte em alguns locais. Sistemas agrícolas com estas características já se mostraram técnica e economicamente viáveis para pequenos produtores, mas entram em conflito com os interesses e a cultura dos grandes fazendeiros, que ainda representam a força econômica e política dominante nos municípios dos Aparados.

Assim, percebe-se a dificuldade de ocorrerem mudanças na exploração agropecuária na região, mas conclui-se pela necessidade de intensificação e aumento da eficiência do uso das áreas atualmente com pastagem, como forma de se poder conservar e recuperar os pequenos remanescentes de MN e eliminar ou reduzir a entrada do gado no seu interior. A agricultura mundial tem maximizado a produção e minimizado o custo dos alimentos, com pouca atenção para os impactos no ambiente e nos serviços que este proporciona para a humanidade, apesar de isto ser uma situação claramente insustentável. Os sistemas agrícolas chineses fazem um uso muito limitado de ruminantes e adotam majoritariamente herbívoros de pequeno porte (inclusive peixes), buscando reduzir o tamanho das cadeias tróficas, integrar sistemas aquáticos e terrestres, aumentar a eficiência da conversão da radiação solar e ampliar a população humana mantida por tais sistemas, bem diferentes dos usados pela maioria dos produtores europeus, americanos e africanos.

A situação média dos campos nativos do Planalto mostra uma lotação animal inferior a 150 kg/ha/ano e uma irrisória produtividade inferior a 30 kg de carne/ha/ano, com grande seletividade do pastoreio (os animais selecionam as espécies preferidas e as partes mais tenras da planta, o que é uma seleção negativa, pois favorece as espécies menos palatáveis e prejudica a manutenção ou o crescimento das mais desejáveis). Além disso, há grande variação temporal na disponibilidade de pastagem para o gado, que passa fome e perde peso no inverno, enquanto ocorre excesso de pasto no verão e conseqüente desperdício de forragem então. A ínfima produtividade é similar ou inferior à encontrada para pastagens na Amazônia, onde os 50 kg de carne/ha/ano não são acompanhados por qualquer produção de leite, da mesma forma que na maior parte dos Aparados,

enquanto agricultores europeus sem usar ração importada obtêm 600 kg/ha/ano de carne e 4 a 6 mil litros de leite. Destruir as MNs dos Aparados para manter ou ampliar uma exploração pecuária tão pouco produtiva, pior que a feita nas quase sempre péssimas e freqüentemente abandonadas pastagens amazônicas, é totalmente absurdo, mas infelizmente é o que foi e tem sido feito ao longo dos 2 últimos séculos, até os dias atuais.

A velocidade de regeneração florestal a partir de pastagens abandonadas é inversamente proporcional à intensidade do uso e da degradação da pastagem, o que provavelmente, no caso dos Aparados, significará ainda muitas décadas até a reestruturação de novas MNs nas áreas onde o fogo e o gado reinaram por tanto tempo e fizeram tantos estragos, coordenados pela implacável e irracional ação humana.

As MNs dos Aparados, mesmo com todas as perturbações antrópicas, parecem resistentes à **invasão** por espécies vegetais **alóctones**, pois encontramos apenas uma deste tipo (*Duchesnea indica*) nelas, e outra só foi encontrada em transição MN/vegetação rupícola (*Lonicera japonica*), tendo tais espécies apresentado pequena abundância. Embora ainda não tenham sido encontradas nas MNs que amostramos, algumas espécies alóctones mostram-se capazes de vir a criar problemas no futuro, pelo menos em ambientes mais iluminados; a mais preocupante é *Ulex europaeus*, que forma densos agrupamentos no interior do Parque Nacional da Serra Geral, tanto ao longo de estradas como em beira de riachos e em algumas porções de campo, bem como ao longo de estradas no P.N. de Aparados da Serra e também ao longo de várias outras rodovias no planalto.

A retirada de madeira (derrubada de árvores ou a partir de troncos já mortos) da MN para lenha ou para a confecção de palanques de cerca (moirões) sempre foi feita pelas populações rurais das imediações dos Aparados, e a primeira ainda hoje se estende aos moradores urbanos de cidades próximas. Embora possam parecer necessárias ou pouco preocupantes, tais atividades têm se revelado decisivas sobre matas nas maiores altitudes, onde elas provocam o rebaixamento altitudinal do limite superior das florestas. Em relação ao uso de madeira para palanques, uma alternativa recomendável é adotar moirões de concreto espaçados com postes de cerca-viva entre eles. A exploração descontrolada e sem qualquer cuidado com a regeneração do xaxim-bugio (*Dicksonia sellowiana*) está trilhando o mesmo caminho da exploração da araucária em SC, em que algumas décadas foram suficientes para destruir todo o capital madeireiro que a Natureza havia acumulado durante séculos. A substituição de MNs por monocultivos de *Pinus* é outra prática cada vez mais comum nos Aparados, e com efeitos igualmente danosos para a conservação da biodiversidade nativa da região, além de um certo risco de indivíduos de *Pinus* invadirem áreas com vegetação autóctone, especialmente campestre.

Cerca de 10% das espécies da MN dos Aparados são endemismos restritos a esta região, sem que se tenha qualquer informação sobre suas estruturas populacionais, variação genética, comportamento reprodutivo e fenológico, tolerância ecológica, adaptações ecofisiológicas e ameaças à sua existência. Suas distribuições bastante restritas as tornam espécies relativamente ameaçadas em decorrência de sua intrínseca raridade geográfica, embora ainda não saibamos se sua atual pequena área ocupada já é parte de sua história evolutiva ou se é uma situação recém-estabelecida, o que, neste último caso, significaria um provável risco muito maior de extinção em curto prazo, diante das 3 grandes ameaças já apontadas (fragmentação, queimadas e pastoreio) e de outros possíveis fatores que causem problemas à sobrevivência delas (pequeno tamanho populacional, ausência/redução de polinizadores e/ou dispersores de propágulos, competição com espécies campestres, etc.).

A região dos Aparados apresenta uma incomum coincidência de altos valores dos 3 parâmetros biológicos (endemismo, raridade e riqueza de espécies) mais usados para avaliar a importância de uma área sob o ponto de vista conservacionista, os quais muitas vezes mostram distribuições não-coincidentes em outras regiões. A grande concentração de unidades de conservação na região, estabelecidas de modo aparentemente um pouco aleatório, em boa parte devido às belezas cênicas, às baixas densidades das populações humanas e ao fato de muitas áreas não estarem ainda ocupadas por habitantes humanos ou serem praticamente inacessíveis, foi uma estratégia adequada de seleção de locais para a criação de reservas. Destacam-se aí também os monumentais aspectos paisagísticos, já reconhecidos com a criação dos 3 únicos Parques Nacionais de SC e do RS, as maiores e mais importantes unidades de conservação na região, que ainda não foram plenamente implantados. O P.N. de Aparados da Serra já foi parcialmente desapropriado e recentemente teve grandes melhorias em sua estrutura de funcionamento, mas os 2 maiores (P.N. da Serra Geral e P.N. de São Joaquim) são meros nomes usados em mapas, decretos, placas, publicações e relatórios governamentais, sem qualquer pedaço efetivamente implantado, sem qualquer base física criada em algum local dentro dos limites mapeados ou descritos, e nem qualquer destes limites está sinalizado ou indicado na

área supostamente reservada. Ou seja, as 3 maiores unidades de conservação dos Aparados ainda não foram regularizadas nem quanto à sua situação fundiária.

Um tipo de unidade de conservação ainda inexistente nos Aparados, mas que seria de enorme interesse, é a RPPN (Reserva Particular do Patrimônio Natural). Este tipo de reserva pode desempenhar um papel **fundamental** na preservação dos vários tipos de ecossistema dos Aparados, porque aí, separados por pequenas distâncias, temos vários tipos bastante diferentes de comunidades biológicas que, aparentemente, poderiam ser perfeitamente mantidos mesmo em pequenas unidades de conservação, pois um mosaico de pequenas reservas pode ser vantajoso em regiões muito variáveis ou para preservar entidades endêmicas ou descontínuas.

Um plano adequado de conservação para plantas da MN pode focar a preservação de **muitas áreas pequenas**, ao invés de grandes e em menor número como defendem diversos zoólogos, embora alguns já admitam que áreas menores e de maior produtividade podem proteger populações viáveis por longo tempo. A enorme importância de pequenas reservas (menores que 40 ha) tem sido bastante reconhecida, apesar dos problemas que enfrentam, e elas **devem** suplementar as grandes reservas. Se apenas algumas parcelas melhor conservadas e biologicamente mais ricas das grandes fazendas dos Aparados fossem transformadas em RPPN, provavelmente teríamos a maioria das espécies vegetais de todos os tipos de vegetação mantida dentro de uma ínfima percentagem da superfície total da região. Isto atenderia inclusive à necessidade da preservação de ecótonos e de populações ao longo de gradientes ambientais. Tal possibilidade seguiria ainda uma tendência recente de incorporar ou valorizar terras particulares, além das públicas, em questões de conservação.

Unidades de conservação bem implementadas facilitam a aceitação popular para a criação de novas unidades. Por outro lado, exemplos negativos, como o caso do P.N. de Aparados da Serra e especialmente do P.N. de São Joaquim (criado mais anteriormente ainda), acabam dificultando a implantação de novas reservas; portanto, é necessária a regularização das áreas "desapropriadas" até para criar uma opinião pública favorável à criação de novas unidades de conservação e para tentar superar os graves transtornos à imagem e à atuação dos órgãos ambientais e do movimento conservacionista na região. É inaceitável a prioridade dada (especialmente pelo Ibama, que ainda hoje insiste nela) para a elaboração de planos de manejo para unidades de conservação. Antes, é fundamental a plena implantação de cada unidade, a fim de garantir a preservação de amostras significativas das áreas biologicamente mais importantes, o que deixa os planos de manejo para uma etapa necessariamente subseqüente, após haver uma estrutura mínima efetivamente funcionando e um conhecimento mais consolidado sobre aspectos bióticos e abióticos indispensáveis.

Vários aspectos já mencionados podem melhorar a situação do restante das MNs: a conservação de conjuntos de fragmentos, juntamente com a efetiva implantação e/ou manutenção das 4 maiores reservas (P.N. de São Joaquim, de Aparados da Serra e da Serra Geral; Parque Estadual da Serra Furada) e incluindo as áreas ainda contínuas de florestas, além de uma utilização do fogo apenas em áreas muito localizadas, enquanto não for possível banir completamente tal costume. Esta situação seria pouco prejudicial para os interesses dos proprietários e produtores rurais da região (na verdade, seria inclusive vantajosa em futuro muito próximo), e teria grande potencial de manutenção de significativa parte da biodiversidade dos ecossistemas florestais, onde uma aparente pequena perda do potencial agropecuário (extremamente mal explorado atualmente) seria substituída vantajosamente por uma entrada de recursos financeiros trazidos pela atividade turística, através da exploração dos recursos histórico-culturais ligados à pecuária e arqueologia, paisagísticos (garantidos pela efetiva preservação das paisagens, atualmente já sendo degradadas) e ecológicos (assegurados e ampliados pela preservação da vida selvagem animal e vegetal), além de garantir a sustentabilidade da exploração agropecuária.

Embora seja geralmente vista como uma exploração de pequeno impacto sobre os ecossistemas naturais e de grandes perspectivas econômicas, a atividade turística muitas vezes não corresponde a estas expectativas, e em áreas de MNs já apresentou vários problemas na África e em Porto Rico, os quais certamente exigem cuidado e planejamento para que não venham a ocorrer também nos Aparados ou em outras regiões de maior altitude. A fauna de maior porte das MNs, inclusive durante o dia, pode ser avistada mesmo sem grande esforço. Ainda que seja pouco diversificada, sua conservação é certamente fundamental se os habitantes da região dos Aparados quiserem realmente explorar o grande potencial ecoturístico da região.

As MNs produzem um benefício oculto, pois protegem e/ou fazem parte das nascentes de inúmeros rios de SC e do RS; esta água posteriormente será consumida por milhões de pessoas residentes nas regiões

um pouco mais baixas e mais distantes, e que muitas vezes não percebem que a água que consomem depende das MNs fora de seu campo visual. Queremos destacar ainda a irreversibilidade que está associada à destruição das MNs, levando à perda de opções e oportunidades, e significando um custo adicional também não calculado: as MNs abrangem conjuntos genéticos exclusivos, com áreas geográficas reduzidas em locais com climas e visuais únicos e insubstituíveis, com extraordinárias oportunidades para uso com fins recreativos e/ou turísticos, mas cuja recuperação (das MNs) exige várias décadas ou mesmo séculos, o que significa que projetos de restauração ou efetivo reflorestamento são meros atenuantes para as áreas em que decisões equivocadas provocaram a destruição das MNs originais.

Os Aparados possuem uma flora de no mínimo 2.000 espécies vasculares, representam 10% da riqueza estimada para a Mata Atlântica e ocupam cerca de 0,2% da área original dela, o que os coloca como um importantíssimo "hotspot" regional dentro desta que é um dos 5 maiores "hotspots" globais. Além disto, os Aparados incluem gradientes ambientais e ecótonos extremamente variados, cuja importância em termos de conservação e mesmo da preservação neles de possíveis capacidades para mudanças evolutivas em resposta às variações climáticas e ambientais tem sido cada vez mais reconhecida e priorizada ultimamente, da mesma forma como as populações marginais aí ocorrentes. Apesar de toda esta riqueza e destas características, os Aparados **não** foram considerados um centro de diversidade vegetal pelo projeto da IUCN e do WWF, onde foram incluídas apenas áreas brasileiras do estado de São Paulo para o norte.

A combinação dos problemas no nível de comunidade, adicionados às características individuais de cada espécie rara ou endêmica com populações reduzidas e/ou restrita distribuição geográfica (e desconhecidas características ecológicas, reprodutivas e genéticas), torna extremamente complexa uma discussão mais aprofundada sobre a conservação da vegetação nos Aparados. Nenhuma das 3 principais ameaças (fragmentação, queimadas e pecuária) pode ser apontada isoladamente como a principal causa da destruição das MNs dos Aparados, e a gravíssima situação destas MNs decorre das interações entre os constituintes deste trio e ainda entre os efeitos causados pelo trio e outros fatores, combinação que se torna arrasadora quando acompanhada pelo aumento da densidade populacional humana nos municípios da região. Se, 200 ou mesmo 100 anos atrás, o desmatamento e a colonização de novas terras pareciam necessários e a destruição florestal podia ser considerada como uma alternativa aceitável para parte das florestas regionais, hoje a situação é totalmente diferente, e a conservação e recuperação do pouco que resta destas MNs tornou-se a prioridade máxima, se não quisermos ser acusados de omissos ou irresponsáveis por nossos descendentes.

A recuperação das MNs é muito lenta (em comparação com outros tipos florestais brasileiros), especialmente nas áreas mais degradadas. Quando nossa espécie vier a valorizar os aspectos naturais dos ecossistemas, o que já começa a ocorrer hoje e deverá se acentuar cada vez mais no futuro, a maioria das MNs sul-brasileiras já estará comprometida ou destruída, e aí não haverá tecnologia ou conhecimento capaz de suprir num curto espaço de tempo (décadas) o que foi desperdiçado pelos descendentes de europeus ao longo de 2 séculos de exploração. O esforço e a ação dos colonizadores brancos e os sacrifícios e as dificuldades que eles enfrentaram não podem ser menosprezados, mas muita coisa mudou nos últimos 200 anos, bem como as necessidades e os valores das sociedades humanas sul-brasileiras. Isto exige que tenhamos cada vez mais ações voltadas para a conservação dos recursos naturais restantes e para a recuperação dos que ainda não foram totalmente destruídos por nossos esforços de aproveitamento deles. Nossas sociedades provavelmente serão (re)conhecidas mais pelo que deixaram de destruir do que pelo que eventualmente tenham produzido.

Estas linhas-mestras basearam-se nas considerações apresentadas e referenciadas a seguir nas seções do capítulo, onde justificamos, ampliamos e aprofundamos muitas delas.

6.1. Introdução: 3 convicções e um objetivo

"... community ecology and conservation biology are in desperate need of a renaissance of systematics and natural history. By systematics I mean much more than just the phylogenetic analysis of already known species. Phylogenetic reconstruction, currently the dominating focus of systematics, obviously is worth doing, but more scientifically important and far more urgent for human welfare is the description and mapping of the world biota. They are scientifically important because descriptive systematics is the foundation for community ecology. And they are urgent because the development of a mature, accessible knowledge of global biodiversity is necessary for conservation theory and practice." (Wilson 2000:1).
[A ecologia de comunidades e a biologia da conservação precisam desesperadamente de um renascimento da sistemática e da história natural. Por sistemática, eu entendo muito mais que a análise filogenética de espécies já conhecidas. A reconstrução filogenética, atualmente o foco dominante da sistemática, obviamente é válida, mas mais importantes cientificamente e muito mais urgentes para o bem-estar humano são a descrição e o mapeamento da biota mundial, que são cientificamente importantes porque a sistemática descritiva é o fundamento da ecologia de comunidades, e são urgentes porque o desenvolvimento de um conhecimento maduro e acessível da biodiversidade global é necessário para a teoria e a prática da conservação.]

Este capítulo decorre da nossa convicção de que a taxonomia (Constance 1964; Heywood 1974, 2001; Mayr 1981; Cronquist 1988; Campbell 1989; Soulé 1990; Stuessy 1990, 1996; Cotterill 1995; Briggs & Walters 1997; Baldwin 2000; Barkley 2000; Ertter 2000a,b; McNeill 2000; Constantino & Brandão 2001; Ehrlich 2001a; Landrum 2001; incluindo a sistemática molecular de Whelan *et alii* 2001 e Tautz *et alii* 2003) e a bio/fitogeografia (Good 1974, Myers & Giller 1988, Hengeveld 1990, Gentry 1992, Young 1995, Simberloff 1997, Brown & Lomolino 1998, Spellerberg & Sawyer 1999, Gaston 2000b, Sánchez-Cordero *et alii* 2001, Silva & Bates 2002; incluindo a filogeografia de Avise 1998, 2000a, Bermingham & Moritz 1998, Schaal *et alii* 1998, Hewitt 2001, Kuchta & Meyer 2001) têm um papel fundamental em quase todos os aspectos da biologia da conservação (Barrowclough 1992, Fiedler & Jain 1992, Given 1994, Primack 1995, Dobson *et alii* 1997a, Meffe & Carroll 1997, Wilson 2000, Young 2000, Primack & Rodrigues 2001, Primack *et alii* 2001, Pullin 2002). E quanto mais ambas puderem ser usadas integradamente, e de preferência junto com outros aspectos importantes do ecossistema, mais melhorias serão obtidas na conservação de habitats e suas espécies e no uso mais racional e sustentável dos recursos naturais pelos seres humanos. Neste capítulo, criamos uma primeira parte tratando de aspectos que envolvem o nível de comunidade de plantas, e uma segunda parte referindo-se ao nível de espécies vegetais individualmente, o que é uma divisão tradicional dentro da ecologia, embora seja uma falsa dicotomia em termos conservacionistas (Wilcove & Blair 1995, Lambeck 1997, Tartowski *et alii* 1997, Kitching 2000, Moritz 2002), e que aqui foi usada com caráter meramente organizador.

Temos também a convicção de que não é necessário um estudo minucioso ou detalhado (o que de certa forma é confirmado por Lawton *et alii* 1994) em escala bastante pequena, que muitas vezes é até mesmo obscurecedor de importantes aspectos mais gerais (posição semelhante à de Gaston 2000a, Laurance 2000b, Mayr 2000, Thomas 2001), para mostrar pontos significativos, e muitas vezes decisivos, da conservação da vegetação ou de espécies vegetais de alguma área. Desta forma, muitas das informações abordadas neste capítulo não foram por nós obtidas ou nem foram objeto de análises detalhadas ou mesmo de observações planejadas ou direcionadas de nossa parte, e algumas podem até parecer meros aspectos teóricos não exatamente aplicáveis aos Aparados ou às suas matinhas nebulares (a partir daqui, **MNs** no plural e **MN** no singular), que são o extremo superior do gradiente altitudinal da Mata Atlântica na região. Dentro dos aspectos tratados ao nível de comunidade de plantas, discutimos especialmente 3 problemas (fogo, gado e fragmentação) que parecem afetar a maioria das espécies das MNs de modo amplo, pois reduzem a área de habitat florestal e aumentam a superfície de MN alterada pela ação humana. Isto nos levou a pensar que é possível fazer considerações sobre os prováveis efeitos negativos enfrentados por boa parte das espécies florestais nativas diante destas 3 grandes ameaças antrópicas.

Finalmente, temos a convicção de que é uma obrigação dos pesquisadores fornecer informações ou indícios supostamente importantes para a compreensão da situação ambiental das áreas que sejam nosso objeto de pesquisa. Deste modo, acreditamos que, no contexto de uma tese sobre a vegetação de uma região,

cabe desenvolver um capítulo sobre sua conservação, mesmo que não aprofundado e muitas vezes nem baseado em informações nossas. Procuramos contribuir com fatos, conhecimentos ou idéias não facilmente disponíveis e nem muito amplamente tratados nos meios técnicos ou científicos brasileiros, inclusive com o fim de poderem ser mais facilmente abordados junto aos moradores das áreas sob consideração. Assim, tentamos produzir um conjunto de informações teóricas a respeito de aspectos importantes dentro da biologia da conservação e aplicáveis à região dos Aparados, incluindo também observações, comentários e conjecturas sobre assuntos que analisamos ou verificamos durante as atividades a campo. Os efeitos do fogo, da fragmentação e especialmente do gado sobre a MN são repetidos e semelhantes em outros tipos de matas brasileiras, como já observamos em áreas de pinhais e mata atlântica de planície e de encosta, o que dá um certo potencial de extrapolação (desde que seja usado com cautela) das informações aqui discutidas; porém, os efeitos individuais sobre cada espécie podem ser diferentes, especialmente os decorrentes da fragmentação e da ação do gado, devendo ainda ser avaliados com muito mais cuidado, mesmo no caso das MNs.

Portanto, nosso objetivo neste capítulo é oferecer reflexões, críticas e informações teóricas, associadas sempre que possível a fatos, evidências e observações de campo, sobre diversos aspectos da conservação da biodiversidade de algum modo relacionados às MNs e à região dos Aparados da Serra Geral. Em decorrência disto, e ainda como parte deste objetivo, também colocamos à disposição do leitor muitas referências bibliográficas recentes sobre a biologia da conservação, área em rápido desenvolvimento e com substancial literatura recém-publicada; boa parte destas referências poderá ser útil em estudos sobre outros tipos vegetacionais ou outras regiões brasileiras, e especialmente de áreas altimontanas. Também temos consciência de que, apesar do nosso esforço em abordar com certa profundidade e amplitude os temas escolhidos, nenhum deles foi tratado com a objetividade, imparcialidade e revisão bibliográfica que seriam necessárias num estudo que discutisse qualquer um deles isoladamente. Porém, diante das dificuldades de tratá-los todos num único capítulo e num volume de páginas não muito exagerado, acreditamos que tal deficiência seja aceitável, mas alertamos o leitor que a maioria dos tratamentos dados por nós em assuntos polêmicos privilegia a apresentação de visões e posições mais próximas das nossas.

6.2. Conservação de comunidades de plantas

"The best we can do is expect the unexpected. Actually this is better than nothing, because as a simple generalisation in its own right, it provides a useful policy tool if we wish to live with, and to manage uncertainty, rather than trying to control nature." (Lawton 1999:183).
[O melhor que podemos fazer é esperar o inesperado. Na verdade, isto é melhor que nada, pois, como uma generalização própria, fornece uma ferramenta útil se quisermos viver com ela, e manejar a incerteza, ao invés de tentar controlar a Natureza.]

As florestas sul-brasileiras foram as mais produtivas do país, tendo sido exploradas e destruídas nas décadas de 30 e 40 a uma média de 250.000 ha por ano, apenas no Paraná, possibilitando a exportação em 1956 de mais de um milhão de metros cúbicos de madeira serrada da araucária (Aubréville 1959). A exploração madeireira já representou mais de 1/3 das exportações catarinenses para o exterior na década de 40 e reuniu mais de ¼ dos estabelecimentos industriais do estado na década de 50, ocupando cerca de 15% de toda a mão-de-obra empregada e também da massa salarial paga em Santa Catarina entre 1950 e 1964. Tal intensidade de exploração dos recursos madeireiros, brilhantemente descrita e analisada por Dean (1996), infelizmente não foi acompanhada da necessária preocupação com o futuro da atividade, e revelou-se totalmente insustentável nas décadas seguintes, quando a "galinha dos ovos de ouro" teve todas as suas partes consumidas pelos mais ambiciosos, e restaram somente "penas" ou fragmentos, totalmente insuficientes para a manutenção das necessidades do setor madeireiro, causando desemprego e fechamento de enorme número de empresas. A **autodestruição** da indústria madeireira exploradora de espécies nativas já era perceptível e denunciada nas décadas de 50 (Rambo 1956b) e de 60 (Maack 1981:292). As MNs não chegaram a ser tão atingidas por este surto quanto todas as demais formações florestais sul-brasileiras, pois seu potencial madeireiro sempre foi bastante restrito, mas atualmente seus fragmentos são vistos e usados como fonte de madeira de baixa qualidade, da mesma forma que os remanescentes dos demais tipos florestais.

Uma visão histórica da legislação relativa à proteção da mata atlântica é dada por Capobianco & Lima (1997), que no entanto não fazem justiça ao decreto 94.257/92, concebido e corajosamente editado por José Lutzenberger, então Secretário Nacional do Meio Ambiente. Tal decreto provocou um "choque" na sociedade, que em seguida se convenceu de que a situação da mata atlântica não poderia mais ser tratada como vinha sendo até então, e mostrou que algo poderia ser feito pelas autoridades governamentais, se estas tivessem decisão política. O decreto desencadeou uma série de reações, discussões e também outros projetos e resoluções posteriores, que culminaram na ampla legislação hoje existente (em boa parte, reproduzida por Lima & Capobianco 1997), embora ainda pouco obedecida.

Hodge *et alii* (1997) analisam a política florestal brasileira em relação à mata atlântica, e especialmente a situação desta em Santa Catarina. No entanto, sua visão da atual situação das matas do estado é inadequada, ao afirmarem que "é incomum ver grandes áreas, centenas de hectares, sem florestas" e que as "florestas catarinenses estão distribuídas através da zona rural entre pequenas áreas agrícolas" (p.339), afirmações inadmissíveis diante da realidade das matas catarinenses, praticamente arrasadas ao longo de toda a planície litorânea (o que já fora em parte constatado por Veloso & Strang 1970:43-4), bem como da maior parte do planalto (o que já fora mostrado por Caruso 1992) e de toda a região oeste do estado. Os autores ainda seguidamente referem-se a uma suposta (e igualmente inexistente) situação única do estado em relação aos demais do Brasil atlântico, quanto ao uso histórico da floresta (p.339), quanto a ser o único a ter todas as suas florestas dentro do domínio da Mata Atlântica (p.341) e quanto a ser necessária uma política separada de desenvolvimento para Santa Catarina (p.342), afirmações que em nada contribuem para a compreensão da realidade das matas catarinenses. Esta visão distorcida coloca em dúvida suas considerações sobre manejo e planejamento ambiental, que só têm sentido se baseadas numa análise adequada dos recursos em questão, a qual os autores não conseguiram mostrar, o que é surpreendente, pois um deles já apresentou um estudo (Reis 1993) atualizado sobre as 3 grandes formações florestais catarinenses, embora nada mencione sobre as MNs e também apresente alguns sérios enganos.

A inexistente ou pequena valorização das matas de pequena estatura não surpreende, pois, como mostram Larson *et alii* (2000), mesmo na Europa e América do Norte, há uma ênfase para o reconhecimento da necessidade de conservação baseado em critérios de altura e DAP dos indivíduos, bem como em maior extensão e continuidade das áreas florestais, valorizando praticamente os mesmos critérios usados pelos madeireiros. Além disso, mesmo entre os cientistas há muita dificuldade de que reconheçam matas-anãs como um tipo de "floresta", o que, no Brasil, é evidente (e já criticamos, no cap. 4) na classificação de Veloso *et alii* (1991), que considera "não florestal" a vegetação que for dominada por microfanerófitos (plantas entre 5 e 20 m de altura).

Brown Jr. & Brown (1992:134) apresentam uma breve e otimista análise da situação florestal catarinense, indicando que cerca de 30% da cobertura florestal estaria "ainda intacta", o que é uma evidente superestimativa. As análises dos remanescentes florestais do estado, publicadas pela Fundação SOS Mata Atlântica na década de 90 (Hirota *et alii* 1998), revelam menos de 20% de cobertura florestal natural já em 1990 (percentual semelhante ao verificado no Rio de Janeiro, cf. Guedes-Bruni & Lima 1996) e um pouco menos em 1995, mesmo incluindo remanescentes de mangue e restinga em ambas as análises, sendo que 30% foi um percentual estimado em 1959; além disso, tais remanescentes incluem também matas secundárias em avançado estado de regeneração, o que é razoavelmente distinto de mata "ainda intacta".

A situação das MNs dos Aparados é muito mais preocupante em termos de conservação que a da vegetação rupícola (**VR**), simplesmente porque esta última é quase sempre menos acessível, o que restringe bastante a destruição provocada pelos seres humanos, cujas ações hoje em dia são evidentemente a grande preocupação que se deve ter quanto à conservação destas duas formações. Sem dúvida, se as MNs continuarem a ser dizimadas da mesma forma como foram nos últimos 50 anos, elas não sobreviverão mais meio século e nem terão tempo de vida suficiente para perceber se houve ou não alguma mudança no clima global, por mais importante que esta seja (Hengeveld 1990, Holt 1990, Parry *et alii* 1990, Parsons 1990, Woodward 1990, Erickson 1991, Schneider 1991, Huntley 1992, Kjerfve & Lacerda 1992, Leggett 1992, Prentice 1992, Shugart 1993, Solomon & Shugart 1993, Hamilton *et alii* 1995, Condit *et alii* 1996, Mahlman 1997, Baskin 1998, Dukes & Mooney 1999, Harrington *et alii* 1999, Musil *et alii* 1999, Spellerberg & Sawyer 1999, Adams & Wall 2000, Barry & Seimon 2000, Briffa 2000, Hughes 2000, Lawton 2000, Shaver *et alii* 2000, Wolters *et alii* 2000, Chapin III *et alii* 2001, Kullman 2001, Laurance & Williamson 2001,

McCarty 2001, Milne & Hartley 2001, Saxe *et alii* 2001, Tilman & Lehman 2001, Hannah *et alii* 2002, Kinzig 2002) ou que pareça ser, inclusive por impactos negativos previstos e/ou registrados nas MNs (Pounds *et alii* 1999, Still *et alii* 1999, Foster 2001), com alterações já evidentes nos regimes hidrológicos e aparente elevação na zona de neblina orográfica (Pounds *et alii* 1999, Barry & Seimon 2000, Foster 2001).

Graves ameaças antrópicas pairam sobre as nebulosas matinhas dos Aparados, destacando-se 3 que quase sempre ocorreram simultaneamente nos 2 últimos séculos e ainda ocorrem hoje em combinação (e que tratamos como o "trio infernal"): a **fragmentação** cada vez maior (incluindo a enorme redução da superfície de florestas) da outrora quase contínua cobertura florestal, que unia a mata atlântica de encosta com os pinhais planaltinos, através das MNs, causada especialmente pelas **queimadas** antrópicas anuais e pelas derrubadas das MNs, com a finalidade básica de expansão cada vez maior da **pecuária** bovina, a principal atividade econômica na região nas últimas décadas e talvez ainda hoje. A combinação dos dois primeiros fatores já foi considerada preocupante para a floresta amazônica (Cochrane 2001, Laurance & Williamson 2001, Cochrane & Laurance 2002) e para a vegetação do cerrado no detalhado estudo de Borges (2000:133-43), que encontrou risco potencial de extinção de populações locais para um número significativo de espécies lenhosas em um fragmento. O primeiro e o último fator foram tratados conjuntamente por Hobbs (2001) para uma região australiana. A combinação dos 3 fatores na Amazônia já foi chamada bastante apropriadamente de "sinergismo perturbador" por Uhl & Buschbacher (1985), mas sem considerar os efeitos do gado no interior dos remanescentes, o que é um sério agravante nas MNs dos Aparados, e os 3 também são os fatores mais influentes no estudo de Ramírez-Marcial *et alii* (2001).

Por uma questão de simplicidade, é conveniente tentar analisar os efeitos de cada ameaça isolada sobre as MNs dos Aparados, mas é evidente que estas ameaças quase sempre atuam em combinação e estão ligadas uma a outra por uma rede ainda pouco entendida de causalidade e efeitos de retroalimentação, e os efeitos cumulativos das múltiplas ameaças (ou causas) são freqüentemente sinergísticos e não simplesmente aditivos. Isto já foi demonstrado por vários autores em outras regiões (Uhl & Buschbacher 1985; Gilpin & Soulé 1986; Myers 1990, 1993; Given 1994:21; Kok *et alii* 1995; Bazzaz 1996; Cole & Landres 1996; Phillips 1997; Vitousek *et alii* 1997; Bellingham 1998; Laurance 1998b, & Cochrane 2001, & Williamson 2001, *et alii* 2002; Waide *et alii* 1998; Cochrane 2001, & Laurance 2002, *et alii* 1999; Curran *et alii* 1999; Adams & Wall 2000; Brito & Fernandez 2000; D'Antonio *et alii* 2000; Gascon *et alii* 2000; Hooper *et alii* 2000; Kozlowski 2000; Wolters *et alii* 2000; Hobbs 2001; McCarty 2001; Miles *et alii* 2001; Milne & Hartley 2001; Peres 2001; Van der Putten *et alii* 2001; Weathers *et alii* 2001; Achard *et alii* 2002; Pattanavibool & Dearden 2002; Svenning 2002; Stockwell *et alii* 2003), e especialmente por Foster (2001:100) para as MNs (ver Figura 6.1). Poore (1992) oferece uma série de princípios gerais sobre problemas e propostas que de modo geral são aplicáveis à região dos Aparados (ver também Kessler 1999) e não serão discutidos aqui, onde procuraremos aprofundar a análise de alguns impactos e também de certos aspectos teóricos considerados por nós como mais importantes.

Scatena (1995) apresenta uma análise, incluindo algumas estimativas de valores para as atividades e funções proporcionadas pelas MNs em Porto Rico, que pode servir de subsídio para um futuro estudo similar nos Aparados. Em relação a isto, queremos destacar um benefício oculto produzido pelas MNs dos Aparados, que protegem e/ou fazem parte das nascentes de inúmeros rios catarinenses e gaúchos, e cuja água posteriormente será consumida por milhões de pessoas residentes nas regiões um pouco mais baixas e mais distantes, e que nem sempre percebem que a água consumida por eles também depende das MNs fora de seu campo visual; Nilsson & Berggren (2000), Pringle *et alii* (2000) e Vörösmarty & Sahagian (2000) abordam os impactos antrópicos sobre os cursos d'água. Queremos destacar ainda, como Scatena, a irreversibilidade que está associada à destruição das MNs, levando também à perda de opções e oportunidades, e significando um custo adicional igualmente não calculado: as MNs abrangem conjuntos genéticos exclusivos, com áreas geográficas reduzidas em locais com climas e visuais únicos e insubstituíveis, com extraordinárias oportunidades para uso com fins recreativos e/ou turísticos, mas cuja recuperação (das MNs) exige várias décadas ou mesmo séculos. Isto significa que projetos de restauração ou efetivo reflorestamento serão meros atenuantes para as áreas em que decisões equivocadas provocaram a destruição das MNs originais.

A recuperação das MNs é muito lenta e pode ser cara, especialmente nas áreas mais degradadas (Olander *et alii* 1998; ver cap. 4, seção 4.14). Quando nossa espécie vier a valorizar verdadeiramente os aspectos naturais dos ecossistemas, o que já começa a ocorrer hoje e deverá se acentuar cada vez mais no

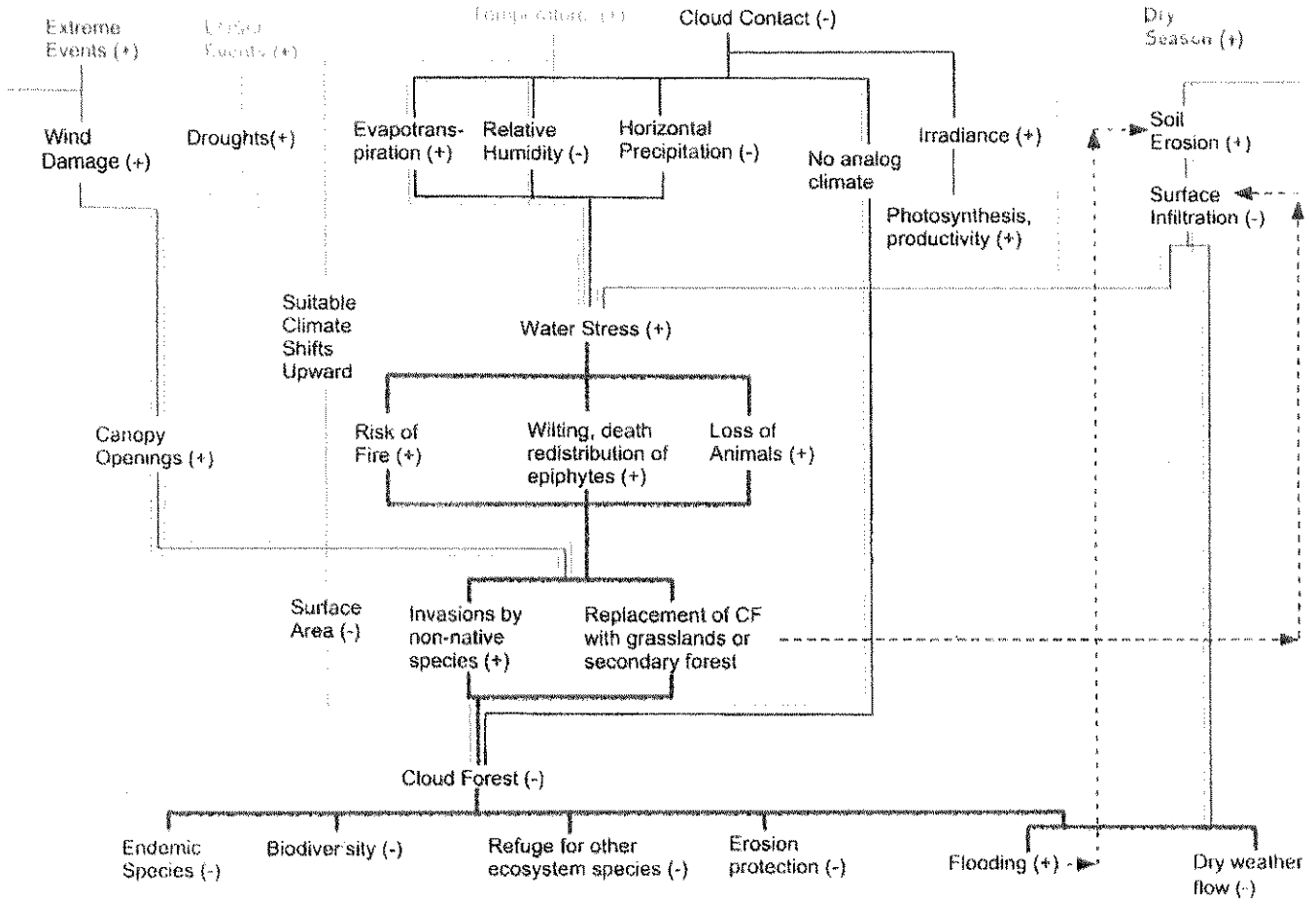


Figura 6.1 - Diagrama das interações de impactos potenciais da mudança climática. No alto da figura, possíveis alterações climáticas estão representadas em 5 cores distintas; (+) indica se o efeito esperado é um aumento, e (−), se o efeito previsto é uma diminuição. Possíveis resultados de uma dada alteração climática estão listados abaixo desta alteração e estão conectados por linhas da mesma cor da(s) palavra(s) da alteração original. Similarmente, resultados subseqüentes dos impactos estão listados abaixo das forças condutoras e ainda conectados por linhas da mesma cor da fonte de alteração climática. Impactos que poderiam resultar de todas as 5 alterações climáticas, tais como estresse hídrico ou perda da mata nebular (CF, "cloud forest"), estão conectados aos impactos potenciais pela linha multicolorida espessa. Eventos que podem causar impactos colocados acima deles no diagrama estão conectados por linhas tracejadas apresentando setas. Este diagrama não é completo, mas mostra alguns dos prováveis resultados da mudança climática na linha inferior. As linhas laterais à esquerda e à direita no alto da figura representam resultados em comum de crescentes estações secas e eventos extremos; ambos levarão a crescentes erosão do solo e danos pelo vento. Segundo Foster (2001:100, sua fig.5), legenda traduzida daí (ENSO Events = Eventos "El Niño"; outras expressões do diagrama são de fácil tradução).

futuro, a maioria das MNs sul-brasileiras estará comprometida ou destruída, e aí não haverá tecnologia ou conhecimento capaz de suprir num pequeno espaço de tempo (décadas) o que foi desperdiçado pelos descendentes de europeus ao longo de 2 séculos de exploração. O esforço e a ação dos "desbravadores" e os sacrifícios e as dificuldades que tais colonizadores descendentes de europeus tiveram que enfrentar não podem ser menosprezados, mas temos que reconhecer que muita coisa mudou (tanto para melhor quanto para pior) nos últimos 200 anos, bem como as necessidades e os valores das sociedades humanas sul-brasileiras. Isto exige que tenhamos cada vez mais ações voltadas para a conservação dos recursos naturais restantes e para a recuperação dos que ainda não foram totalmente destruídos por nossos esforços de aproveitamento deles. A seguir, analisaremos os impactos sobre a vegetação das MNs dos Aparados que nos pareceram mais evidentes e/ou importantes, bem como alguns aspectos teóricos da biologia da conservação.

6.2.1. Fragmentação

"Conservation biology in the short-term and restoration ecology in the long-term are the complementary activities that will form the basis of our belated (but not hopeless) attempt to salvage the disaster." (Young 2000:81).
[A biologia da conservação, no curto prazo, e a ecologia da restauração, no longo prazo, são as atividades complementares que formarão a base de nossa tentativa atrasada (mas não sem esperança) de evitar o desastre.]

A fragmentação dos habitats é a mais séria ameaça à diversidade biológica e é a causa primária da atual crise de extinções (Wilcox & Murphy 1985, Wilcove *et alii* 1986, Leitão Filho 1994, McGarigal & Cushman 2002), "o maior holocausto biológico da história da vida na Terra" (Lutzenberger 1990). O processo de fragmentação pode ser descrito como tendo 2 componentes simultâneos: 1) perda de habitat (redução de sua área total, que afeta primariamente os tamanhos populacionais e, assim, as taxas de extinção) e 2) mudança na configuração espacial e crescente isolamento dos remanescentes (insularização, que afeta primariamente a dispersão e, assim, as taxas de migração), ambos contribuindo para o declínio da diversidade biológica (Wilcox & Murphy 1985; Wilcove *et alii* 1986; Simberloff 1988, 1992; Shafer 1990; Fernandez 1997, 2000; Noss & Csuti 1997; Gascon *et alii* 2001; Haila 2002; McGarigal & Cushman 2002), embora cada componente também possa ocorrer isoladamente, o que é raro.

A fragmentação de um habitat é o processo através do qual uma área contínua e relativamente ampla do habitat é tanto reduzida em área quanto dividida em dois ou mais fragmentos, que são freqüentemente isolados entre si por áreas degradadas ou altamente modificadas (Primack 1995:76). Andrén (1994) e Bensusan (2001) preferem considerar 3 componentes na fragmentação: a perda de habitat original, a redução no tamanho das manchas de habitat e crescente distância (ou isolamento) entre tais manchas; o primeiro componente tem a maior importância relativa enquanto o habitat ainda ocupar mais de 30% da paisagem, e os outros 2 componentes podem não apresentar efeitos negativos sobre o conjunto das espécies enquanto a paisagem não consistir de apenas 10-30% do habitat original, quando então o arranjo espacial das manchas de habitat original se torna muito importante, juntamente com as características dos ambientes que rodeiam tais manchas (Andrén 1994). Assim definida, a fragmentação é diferente do sentido empregado por Oldeman (1989:13-4). Uma outra visão considera a perda de habitat como o processo mais geral, envolvendo pelo menos 4 fenômenos: redução na área do habitat, fragmentação do habitat (progressiva subdivisão em blocos isolados), deterioração do habitat dentro de suas manchas ou fragmentos e deterioração do habitat (matriz) entre as manchas (P. Lundberg, citado por Sih *et alii* 2000). Percebe-se, assim, que a noção de fragmentação é conceitualmente ambígua (Haila 2002), o que certamente contribui para ampliar a tremenda complexidade (ver Crome 1997) que envolve a pesquisa e compreensão de seus efeitos.

A conservação da maior parte das biotas regionais do mundo hoje depende totalmente da manutenção e do manejo dos fragmentos resultantes deste processo (Saunders *et alii* 1991, Riitters *et alii* 2000), como muitas das aves mais vulneráveis da Mata Atlântica (Goerck 1997), e grande parte da biodiversidade mundial terá que ser preservada nos pequenos e dispersos fragmentos restantes (Kellman 1996, & Tackaberry 1997).

Saunders *et alii* (1991) apresentam uma ótima revisão dos efeitos mais importantes da fragmentação, enquanto Schelhas & Greenberg (1996a,b) e Laurance (1999a,b, & Bierregaard Jr. 1997) apresentam importantes sínteses ou exemplos da importância biológica e socioeconômica dos fragmentos florestais em

diversas regiões e situações. Outra excelente e ampla revisão foi feita por Metzger (1999), que analisou o efeito e a importância de 3 grupos de parâmetros [a) a área e o isolamento dos fragmentos, b) a conectividade dos habitats, incluindo corredores, e c) a complexidade do mosaico da paisagem, incluindo efeitos de borda] da estrutura da paisagem, associados à fragmentação, sendo este o artigo mais completo em português sobre o assunto, embora os trabalhos de Fernandez (1997, 2000) também sejam bastante úteis. A boa revisão de Andrén (1994) infelizmente é direcionada para aves e mamíferos, mas 3 outras excelentes sínteses são bem mais amplas e recentes: a de Debinski & Holt (2000), que analisa resultados de 20 projetos e/ou experimentos em habitats fragmentados de várias partes do mundo, e as de Laurance *et alii* (1997a, 2002), que respectivamente apresenta uma visão geral da fragmentação em matas tropicais e resume informações de um gigantesco estudo experimental de fragmentação da floresta amazônica (comentado no final da seção 6.2.1.2). Todas estas revisões e sínteses são pouco similares entre si e abordam aspectos ou ênfases diferentes, o que as torna amplamente complementares.

A fragmentação florestal é a substituição de grandes áreas de mata nativa por outros ecossistemas, subdividindo o habitat florestal e deixando manchas de floresta (fragmentos, "ilhas" ou remanescentes) isoladas entre si e perturbadas, com conseqüências prejudiciais para a maior parte da biota florestal nativa; a fragmentação reduz a área total coberta pela floresta, podendo resultar na extinção de algumas espécies, e expõe os organismos restantes em cada fragmento às condições de um diferente ecossistema circundante (Murcia 1995). Este processo origina fragmentos de diferentes áreas, formas, graus de isolamento, tipos de vizinhança e histórias de perturbação (Viana 1990, 1995; Santos Filho 1992), embora tenha adquirido importância e dimensão mundiais (Riitters *et alii* 2000). Um fragmento ou remanescente pode ser definido como qualquer mancha de vegetação nativa ao redor da qual a maior parte da (ou toda a) vegetação original tenha sido removida (Saunders *et alii* 1991) e onde barreiras antrópicas (estradas, culturas agrícolas) ou naturais (lagos, outras formações vegetacionais) diminuem significativamente a entrada e saída de animais, pólen e/ou sementes (Viana 1990, 1995).

Equivocadamente, Bierregaard *et alii* (1992) e Gascon *et alii* (2001) consideram que, inevitavelmente, desmatamento resulta em fragmentação das florestas que estão em retração face ao desenvolvimento regional e à colonização. Embora às vezes a fragmentação seja praticamente igualada a desmatamento, e em regiões onde este é/foi intenso, ambas as palavras muitas vezes acabam sendo usadas para designar o mesmo resultado, Zipperer (1993) e Viana (1995) mostram que a fragmentação é apenas uma das modalidades de desmatamento, ou seja, um dos padrões do processo; isto porque é possível ocorrer desmatamento completo de uma área, sem deixar fragmentos, ou fazer pequenos desmatamentos (clareiras) dentro de uma floresta contínua, como muitas tribos indígenas faziam, sem que isto provoque fragmentação. Outros padrões são o desmatamento interno, a indentação, a remoção total e a parcial ("cropping"), todos sem provocar segmentação da área em parcelas menores, mas com variados efeitos sobre a área da vegetação de borda e de interior (Zipperer 1993). Portanto, é necessário considerar também estes padrões de desmatamento e suas conseqüências na distribuição borda/interior, e não apenas a superfície desmatada ou a remanescente.

Nas MNs dos Aparados, em relação aos padrões de Zipperer (1993), ocorreu em vários locais uma indentação da MN. Neles, a MN mantém sua ocorrência original (ora contínua e ora interrompida) nas encostas superiores íngremes e prolonga-se em pequenas porções planas do planalto ou ao longo de alguns riachos, mas foi removida ou fragmentada na maior parte destas regiões mais planas. O desmatamento interno parece ter sido bastante comum no início da destruição florestal, mas ainda pode ser observado em diversas áreas, como pequenos "potreiros" ou pastos rodeados por MN aparentemente primária, embora com trilhas de gado dando acesso a estes "potreiros".

6.2.1.1. Fragmentação e seus efeitos em diferentes níveis da organização biológica

A manipulação dos ambientes, e especialmente dos tropicais, tem trazido conseqüências para a biodiversidade em **vários níveis**, desde o global, passando pelo de paisagem e do fragmento (Turner 1996, Debinski & Holt 2000, Laurance *et alii* 2002), até o nível populacional (Hanski 1999, Fahrig 2001, Gibbs 2001) e genético (Templeton *et alii* 1990, 2001; Ellstrand & Elam 1993; Moritz *et alii* 1997; Nason *et alii* 1997; Ray 2001), e inclusive de um ponto de vista histórico que considere longos períodos de tempo (Moritz 2002, & Faith 1998, *et alii* 1997; Stockwell *et alii* 2003), embora nenhuma generalização simples consiga abranger todos os seus possíveis efeitos ecológicos (Debinski & Holt 2000) e genéticos (Harrison 1994). A

fragmentação das florestas tropicais é provavelmente a maior ameaça à biodiversidade global (Turner 1996) e tem causado diminuição da diversidade biológica, perturbações no regime hidrológico das bacias hidrográficas, mudanças climáticas, degradação dos recursos naturais e deterioração da qualidade de vida das populações humanas tradicionais (Viana 1990), efeitos de borda (Murcia 1995) e redução da riqueza de espécies em cada fragmento e perdas locais de espécies (Turner 1996), além de erodir a variação genética através da deriva genética em pequenas populações e de promover a depressão endogâmica (Templeton *et alii* 1990, 2001, Keller & Waller 2002). Terborgh (1992) examina diversos efeitos diretos e indiretos da fragmentação sobre os processos biológicos (desconsiderando o "elemento humano", que daria uma enorme complexidade e imprevisibilidade ao problema) que podem contribuir para a perda de espécies nos fragmentos (extinção local), mas deixando de lado inúmeros outros riscos a que está sujeito cada fragmento isolado, qualquer um e todos podendo potencialmente contribuir para a perda de espécies (Janzen 1986a). A excelente análise de Terborgh (1992), porém, decepciona ao tratar da redução dos efeitos da fragmentação, pois consegue apontar somente o planejamento para minimizar tais efeitos.

A situação das MNs dos Aparados em relação à fragmentação pode ser compreendida através dos 3 parágrafos iniciais da seção 5.2 do cap. 5, que mostrou a quase inexistência de MNs pouco declivosas e minimamente contínuas nas 4 áreas amostradas, sendo tais pequenos fragmentos florestais seguidamente separados por estradas, trilhas de gado e campos antrópicos produzidos pela devastação das MNs. Ainda existe um pouco mais de continuidade nas MNs das escarpas inacessíveis, mas estas já eram naturalmente pouco contínuas, já que as MNs são interrompidas em inúmeros locais pela declividade muito grande, que impede a expansão tanto das manchas de MNs que ocuparam os locais menos íngremes destas escarpas quanto dos remanescentes das MNs do topo do planalto que tendem a se expandir encosta abaixo, como já descrito por Rambo (1956b:389-90), em texto transcrito no cap. 2, no início da seção 2.2.

No nível de **comunidade** ou ecossistema, os efeitos negativos da fragmentação são evidentes, como as mudanças nas características físicas (alterações nos fluxos de radiação, água e ar [vento], e nos ciclos de nutrientes), causando conseqüências biogeográficas e biológicas que são influenciadas ou determinadas pelo tempo decorrido após o isolamento, pelo tamanho do fragmento, pela distância de outros fragmentos, pelas mudanças na paisagem circundante e pelo grau de conectividade com os fragmentos adjacentes (Saunders *et alii* 1991; Laurance *et alii* 1997a, 2002; Lindenmayer *et alii* 2002b; Moilanen & Nieminen 2002). Tanto as características físicas quanto as conseqüências biogeográficas e biológicas são modificadas por: tamanho, forma, posição na paisagem, orientação/exposição, topografia (Saunders *et alii* 1991), tipo de vizinhança e história de perturbações (Viana 1990) do fragmento (ver Figura 6.2). Apesar disto, nem sempre os estudos verificam diferenças significativas, talvez em função da escala espacial analisada (como demonstram Hamer & Hill 2000, com lepidópteros) ou por vários outros motivos (Debinski & Holt 2000). É o caso de Robinson *et alii* (1992), que não encontraram diferenças no nível de ecossistema (em relação a características do solo, como mineralização de N, teor de umidade e amônia disponível, e a aspectos da sucessão vegetal dentro dos fragmentos) e nem no nível de comunidade (quanto à riqueza de espécies [de plantas, artrópodes foliares, ofídios e pequenos mamíferos] e uniformidade ["eveness"] das espécies vegetais e dos artrópodes); tal trabalho, porém, foi desenvolvido numa área agrícola abandonada e examinou 2 níveis de fragmentação dentro da área (0,5 ha) durante a sucessão secundária. Maina & Howe (2000) acreditam que a fragmentação inevitavelmente favorece espécies abundantes, plantas e animais altamente móveis, espécies da sucessão inicial e espécies historicamente organizadas como metapopulações, provocando mudança inexorável na composição de espécies, aspectos que nem sempre se repetiram em estudos sintetizados por Debinski & Holt (2000).

Os efeitos de estradas na fragmentação de habitats foram brevemente analisados por Andrews (1990), Young (1994), Forman & Alexander (1998), Spellerberg (1998) e Trombulak & Frissell (2000), e bem detalhadamente por Reed *et alii* (1996), que mostram que a simples aparência da paisagem, a densidade de estradas e a superfície desmatada e ocupada por estas são indicadores incompletos dos impactos da exploração madeireira, pois embora as estradas ocupem uma pequena fração da paisagem em termos de superfície, suas influências estendem-se muito além de suas margens imediatas. A área afetada por efeitos de borda criados pelas estradas era 50 a 100% maior que a área atingida por efeitos de borda em função dos desmatamentos, e o total da área afetada foi aproximadamente 2,5-3,5 vezes a superfície desmatada e ocupada por estradas; além disso, os efeitos de estradas são mais cumulativos que os do desmatamento, pois muitas estradas não são fechadas e a vegetação não se restabelece sobre elas (Reed *et alii* 1996).

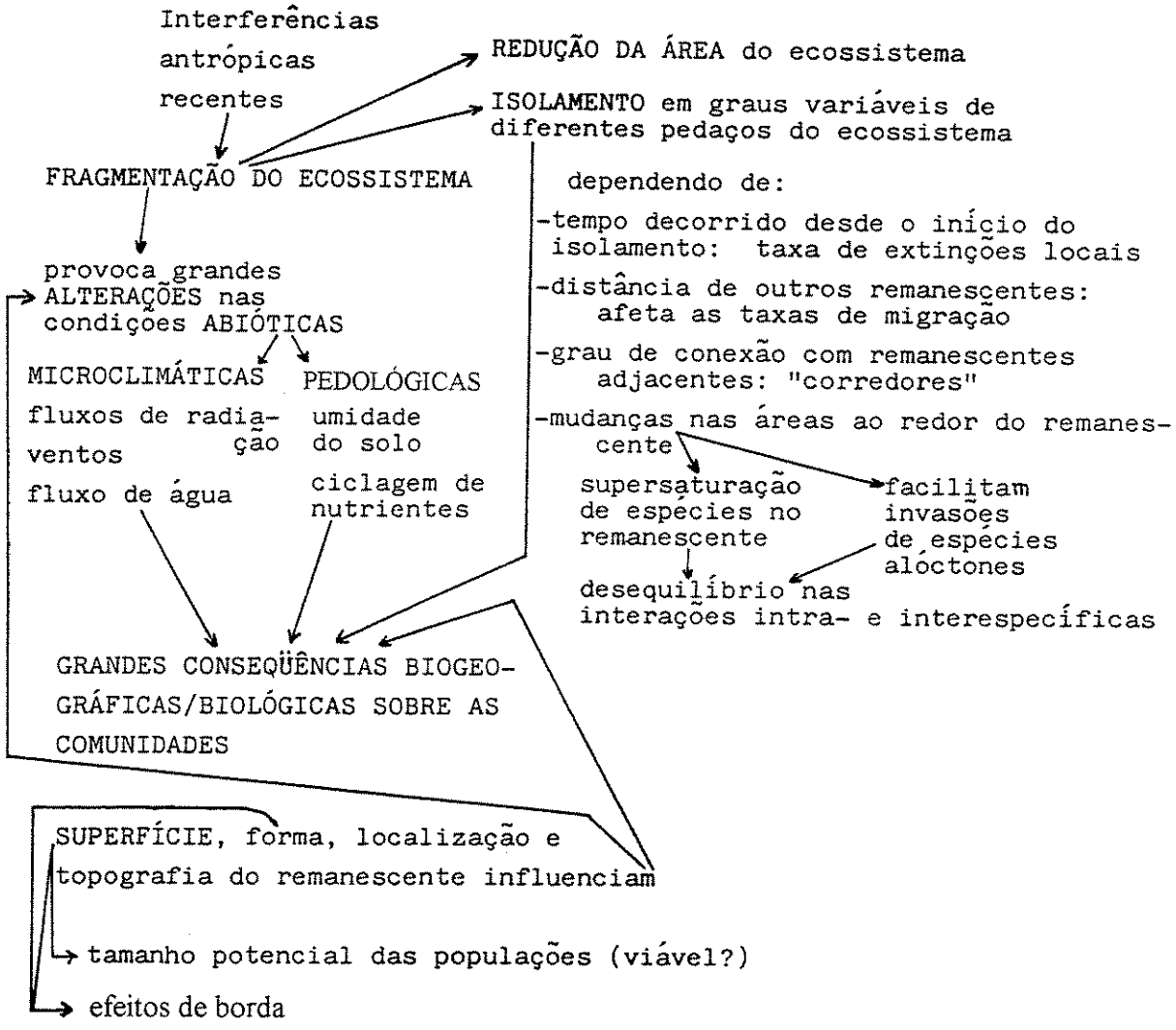


Figura 6.2 - Esquema de influências e inter-relações entre diversos fatores atuantes em processos de fragmentação de ecossistemas. Baseado especialmente em Saunders *et alii* (1991).

A destruição de mutualismos nos processos de **polinização** e de dispersão de **sementes** tem sido apontada como uma das mais graves conseqüências da fragmentação dos habitats (Bond 1994, 1995; Kearns *et alii* 1998; Borges 2000; Johnson & Steiner 2000; Kremen & Ricketts 2000; Paton 2000), especialmente nas florestas tropicais. Ela pode criar um efeito-cascata ou reação-em-cadeia que provoca a extinção de outras espécies (Janzen 1974, Howe 1977, Myers 1986, Pimm 1986, Soulé 1986, Kattan & Alvarez-López 1996, Brito & Fernandez 2000, Cox & Elmqvist 2000, Harrison 2000 [*Ficus* e vespas], Laurance 2000a, Maina & Howe 2000, Gascon *et alii* 2001, Wilcock & Neiland 2002), embora poucos estudos tenham examinado esta possibilidade (Aizen & Feinsinger 1994a; um exemplo é o de Harrington *et alii* 1997, que não os detectou) e surpreendentemente poucas demonstrações tenham ocorrido da importância destes efeitos-cascatas (interações de alta ordem) nos fragmentos (Laurance 1998a, *et alii* 1997a) e mesmo nas comunidades naturais não-aquáticas (Strong 1992; Howe 1993; Polis 1994, 1999, *et alii* 2000; Persson 1999; Wardle 1999).

Isto em parte pode estar associado a dificuldades na identificação deste tipo de efeito (Strauss 1991, Wootton 1994, Harrington *et alii* 1997, Laurance *et alii* 1997a, Pace *et alii* 1999, Persson 1999, Holt 2000, Power 2000), já que Schmitz *et alii* (2000) verificaram que tal tipo de efeito, embora não seja um fenômeno universal, é comum em vários tipos de ambiente terrestre (mas analisando somente efeitos provocados pela eliminação de carnívoros e encontrando evidências destes efeitos em 45 dos 60 casos examinados). Porém, Polis *et alii* (2000) discordam da conclusão de Schmitz *et alii*, por considerarem que as respostas "estatisticamente significativas" da massa ou produtividade de plantas tinham pouco ou nenhum significado biológico para a comunidade ou o ecossistema, não podendo ser considerados "cascatas tróficas"; também Pace *et alii* (1999) discutem a conceituação destas e as consideram com distribuição não-restrita, embora sua importância em sistemas terrestres ainda permaneça incerta, enquanto Halaj & Wise (2001) encontraram bastante sustentação para a ocorrência delas em comunidades terrestres. Turner & Corlett (1996) acreditam que as previsões extremas de extinção de espécies vegetais, através da perda de vertebrados polinizadores e dispersores de propágulos nos fragmentos, podem ser exageradamente pessimistas.

As evidências disponíveis mostram declínio da abundância e diversidade dos animais **polinizadores** com a fragmentação, e para algumas espécies vegetais este declínio causa reduzida polinização e produção de sementes, embora haja poucas evidências para avaliar o efeito disto na perda de espécies nos fragmentos (Rathcke & Jules 1993). Murcia (1996) e Wilcock & Neiland (2002) analisam diversos efeitos potenciais da fragmentação sobre a polinização; Murcia acredita que o tamanho dos fragmentos seja importante para explicar aparentes contradições nestes efeitos nos poucos estudos realizados, pois talvez os fragmentos com menos de 10 ha estejam enfrentando problemas muito mais urgentes e drásticos que os causados pela mudança dos níveis de polinização. Já Wilcock & Neiland recomendam muito cuidado com resultados derivados de um único ano de estudo, já que resultados obtidos com estudos que duraram vários anos mostram cada vez mais resultados ambíguos ou conflitantes. Kuak *et alii* (1998) revisam aspectos recentes da literatura e ilustram com seus próprios dados sobre 3 espécies de dicotiledôneas ameaçadas na Holanda, enquanto Murren (2002) examinou durante 3 anos os efeitos da fragmentação sobre a biologia reprodutiva de uma espécie de *Catasetum* endêmica do Panamá, com resultados variados, e van Dyck & Matthysen (1999) e Bhattacharya *et alii* (2003) discutem os efeitos da fragmentação sobre o vôo dos insetos.

Cane (2001) revisa ampla literatura sobre a relação entre fragmentação e abelhas nativas, registrando que a aplicabilidade e interpretação destas publicações são limitadas e que as conclusões ligando a fragmentação à ausência de polinizadores são prematuras; Cane & Tepedino (2001, e referências aí citadas) sumariam informações sobre evidências de declínio dos insetos polinizadores na América do Norte. Na Argentina, Aizen & Feinsinger (1994a) encontraram uma redução em torno de 20% na polinização e produção de sementes de 16 espécies estudadas em fragmentos, quando comparada com floresta contínua, mas mostrando uma grande variação entre as espécies (várias de gêneros encontrados na MN dos Aparados); no entanto, o efeito disto no recrutamento destas espécies foi menos claro, em virtude de pastejo e pisoteio do gado sobre plântulas e plantas jovens talvez constituírem um problema muito mais sério na região, o que também foi concluído por Safford (1999b) em relação a uma espécie parasita endêmica, e provavelmente também é o caso das MNs dos Aparados, sendo que, nestes 2 casos, ainda há os efeitos de freqüentes incêndios antrópicos. Aizen & Feinsinger (1994b) encontraram efeitos adversos da fragmentação sobre os visitantes nativos de duas espécies de leguminosas arbóreas e também uma maior facilidade de acesso das abelhas exóticas (*Apis mellifera*), em relação às nativas, aos recursos das flores destas espécies nos

fragmentos. Gross (2001) encontrou uma correlação negativa entre visitas das abelhas exóticas e das nativas nas mesmas plantas de uma espécie arbustiva endêmica, mas também registrou que nem sempre as abelhas nativas eram suficientes para polinizar esta espécie adequadamente, já que em alguns períodos as abelhas exóticas eram necessárias para aumentar as taxas de polinização.

Nossas observações preliminares nas MNs dos Aparados não encontram apoio para qualquer tipo de evidente dificuldade ou ameaça de extinção de alguma espécie vegetal em função de problemas por falta de polinização ou de dispersão de sementes, embora não tenhamos avaliado estes aspectos com mais cuidado ou através de observações controladas. Bond (1994, 1995) menciona a existência de vários casos de extinção total de animais parceiros de plantas em mutualismos reprodutivos, mas com muito poucas extinções subseqüentes das espécies vegetais envolvidas.

Em relação às **sementes**, é provável que animais funcionem muito mais como dispersores a médias ou longas distâncias, enquanto a gravidade, o vento e a chuva atuem como agentes a curta distância, que seriam suficientes para manter boa parte dos atuais fragmentos de MNs (ver seção 4.7 do cap. 4), embora talvez não sejam suficientes se pensarmos na recuperação e reexpansão destes remanescentes em curto prazo, já que espécies florestais anemocóricas são dispersadas a menor distância num campo que as zoocóricas (Willson & Crome 1989). No entanto, já está bem estabelecido que a maior parte das sementes é dispersada localmente (Husband & Barrett 1996, Murrell *et alii* 2001, Nathan 2001) e nas proximidades da planta-mãe (Harper 1977, Howe & Westley 1986, Nason *et alii* 1997), o que pode ser feito mesmo pelos agentes abióticos.

Redford (1992) afirma que ocorrerão muitos casos de extinção de espécies arbóreas devido à eliminação dos grandes vertebrados que as dispersam nas matas tropicais, o que é reforçado por Terborgh *et alii* (2002b) e pela conclusão de Silva & Tabarelli (2001) de que 34% das espécies arbóreas da mata atlântica nordestina se extinguirão devido à ausência de dispersores se continuar a situação atual (mas ver críticas de Galetti 2001a), e pela preocupação de Tabarelli & Peres (2002) com um possível comprometimento da riqueza de espécies de Lauraceae e Myrtaceae nos fragmentos da mata atlântica sem ou com poucas espécies de médios ou grandes vertebrados. Porém, Levey & Benkman (1999) concluem pela relativamente pequena dependência mútua entre animais dispersores e plantas, que chega muitas vezes a uma "extraordinária indiferença" dos frugívoros em relação à variação dos seus maiores itens alimentares; semelhante falta de especificidade foi registrada por Thompson (1994:175-8) e Ortiz-Pulido *et alii* (2000). A maior especificidade de animais dispersores está associada com sementes ou frutos de maior tamanho (Bond 1994, 1995), praticamente inexistentes nas MNs sul-brasileiras, e mesmo espécies com este tipo de fruto/semente podem não ser afetadas pela menor quantidade de dispersores, o que foi demonstrado por Harrington *et alii* (1997).

Outro exemplo da relativa independência das plantas em relação aos seus prováveis dispersores é a sobrevivência de muitas espécies vegetais que eram supostamente dispersadas por mamíferos de grande porte já extintos, o que é discutido por Guimarães Jr. & Galetti (2001). A efetividade dos animais na dispersão de sementes é pouco conhecida e muito difícil de ser avaliada (Schupp 1993, Wang & Smith 2002), ainda que a ênfase na sua suposta supremacia ou maior eficiência (como afirmado por Moreno-Casasola 1996:20, Giulietti *et alii* s.d.:162) tenha se desenvolvido desde os trabalhos de Darwin (Bennett 1998) e seja hoje quase uma tradição (sem fundamento) ou realmente um preconceito, já que geralmente ignora as vantagens da dispersão a curta distância discutidas por Bolker & Pacala (1999). Na verdade, muitas vezes não há grandes diferenças no padrão de dispersão dos propágulos (Willson 1993, Nason *et alii* 1997) e nem na estrutura genética das populações vegetais (Bawa 1995) se a dispersão das sementes ocorrer por vertebrados ou se for realizada pelo vento.

A frugivoria nas MNs dos Aparados parece ser do tipo generalista (senso Howe 1993) na grande maioria dos casos, com sementes e/ou frutos pequenos e pouco vistosos, que supostamente podem ser dispersados por diversos tipos de pequenos animais (Fuentes 2000), não parecendo haver qualquer espécie que seja dispersada unicamente por grandes vertebrados. Em relação à frugivoria por aves, é importante salientar que estas provavelmente tornam-se disponíveis em resposta ao suprimento de frutos e não vice-versa (Hughes *et alii* 1994), sendo que a maioria delas apresenta reduzida capacidade de dispersão, fazendo com que a dispersão de frutos carnosos possa ser limitada pelo comportamento da espécie animal, o que geralmente não ocorre nas espécies com frutos secos (Smith 2001). Por outro lado, a prevalência de reprodução vegetativa entre as árvores diminui a dependência delas em relação a animais possivelmente dispersores de sementes, quando trata-se de manter os atuais conjuntos florísticos (Lyon & Horwich 1996), o que parece ser o caso de

diversas espécies arbóreas da MN que apresentam intensa ramificação a partir da base de troncos velhos, e especialmente da endêmica *Crinodendron brasiliense* Reitz & L.B. Smith, comentada no cap. 5.

A **polinização** é um processo em que geralmente há maior especificidade entre as espécies envolvidas, mas o grau de dependência dos polinizadores a uma espécie individual de planta é geralmente baixo (Thompson 1994:175, Corbet 2000), muitos polinizadores são partilhados por muitas espécies vegetais (Howe & Westley 1986; Pellmyr 1992; Primack & Inouye 1993; Bond 1994, 1995; Waser *et alii* 1996; Roubik 2000), a grande maioria das angiospermas é generalista (Ollerton 1996), e o uso de várias espécies de plantas por um polinizador e de várias espécies de polinizadores por uma espécie vegetal é mais a regra que a exceção (Waser *et alii* 1996). Pode-se esperar problemas com espécies vegetais alógamas ou auto-incompatíveis, se as espécies animais que as polinizam não mantiverem uma densidade mínima ou se restringirem muito sua distribuição, em decorrência da fragmentação intensa dos remanescentes de MNs, o que poderia provocar redução da quantidade ou qualidade dos propágulos ou mesmo, em situações extremas, inexistência de formação de semente, que levaria à interrupção na regeneração da espécie, no nível local (do fragmento) ou mesmo regional, se ela não tiver reprodução vegetativa.

Embora os animais (especialmente insetos) sejam o agente mais freqüente na polinização das plantas (Barrett & Harder 1996, Culley *et alii* 2002, Wilcock & Neiland 2002), os agentes abióticos (vento e água) também representam sistemas de polinização altamente sofisticados (a captura do pólen é favorecida pelos padrões de fluxo aéreo em torno do gineceu, além de outras interações entre a dinâmica de fluidos e estruturas florais, cf. Ackerman 2000). O vento muitas vezes suplementa o transporte de pólen em espécies polinizadas predominantemente por animais (Wilcock & Neiland 2002), e a anemofilia pode ser mais vantajosa que a zoofilia em áreas de baixa diversidade de espécies, em habitats recentemente colonizados e em regiões com estações de crescimento muito curtas ou outras condições climáticas adversas, além de evitar a dependência a animais climaticamente limitados em sua distribuição espacial ou temporal e vulneráveis à extinção (Cox 1991, Culley *et alii* 2002, Wilcock & Neiland 2002). Além disso, há registros de espécies que rapidamente desenvolveram autogamia ou mudaram os polinizadores, após ausência ou extinção dos animais que as polinizavam tradicionalmente (Bond 1994, 1995; Culley *et alii* 2002). Nas florestas tropicais e no cerrado, o número de interações especializadas entre polinizadores e plantas parece ser pequeno e a composição de polinizadores pode mudar bastante antes que isto venha a afetar muito a reprodução das espécies vegetais (Oliveira 1994). Ainda em relação ao cerrado, porém pelos dados de Borges (2000), 99% das espécies lenhosas de uma comunidade dependem dos animais em uma fase do seu ciclo reprodutivo, o que causa uma acentuada vulnerabilidade em tais espécies lenhosas (das analisadas, 50% eram auto-incompatíveis).

A maior parte das espécies de arbustos e arvoretas de matas nebulares da Costa Rica (Koptur *et alii* 1988), de árvores em matas nebulares jamaicanas (Tanner 1982) e de espécies das vegetações escleromorfas da Tasmânia (Hingston & McQuillan 2000, que incluem matas subalpinas) apresenta sistemas de polinização "generalistas" (senso Waser *et alii* 1996, Johnson & Steiner 2000), com flores não-especializadas que são visitadas por diversos tipos de inseto, o que, provavelmente, reduz os possíveis problemas (decorrentes da fragmentação) de decréscimo das populações (e/ou espécies) de polinizadores, e acreditamos que ocorra o mesmo nas MNs dos Aparados. Esta nova perspectiva de que as relações plantas-polinizadores são geralmente não-especializadas tem sido confirmada em vários ambientes (Primack & Inouye 1993, Waser *et alii* 1996), mostrando que as relações muito especializadas, tão enfatizadas na literatura (como por Faegri & van der Pijl 1979, Lindberg & Olesen 2001), parecem ser relativamente incomuns (Howe & Westley 1986, Primack & Inouye 1993, Waser *et alii* 1996, Wilcock & Neiland 2002) ou mesmo muito raras, o que tem sido constatado também para relações entre herbívoros e as espécies de plantas das quais eles se alimentam (Roslin 2002). As interações de polinizadores com *Ficus*, *Yucca* e algumas orquídeas incluem notáveis exceções (Bond 1994, 1995; Wilcock & Neiland 2002), além de outras encontradas em ambientes desérticos (Howe & Westley 1986), mas, sob cuidadosa observação, mesmo as relações de *Ficus* ou de *Yucca* com seus visitantes podem não ser absolutamente obrigatórias (Waser *et alii* 1996).

Por outro lado, não podemos ignorar a possibilidade de "extinção ecológica" (Redford 1992, Rodrigues 1997), extinção retardada (Tilman *et alii* 1994, Eriksson 1996, van Groenendael *et alii* 2000) ou "quase-persistência (Eriksson 2000a), que não são facilmente perceptíveis; em casos destas, o colapso de um mutualismo pode não levar rapidamente ao desaparecimento da espécie vegetal, a qual pode persistir (por séculos?) através de mecanismos compensatórios (reprodução vegetativa, alta longevidade, autogamia

facultativa), apesar da ausência do(s) único(s) polinizador(es) (Bond 1994, 1995; Johnson & Steiner 2000). Através da dormência (Vleeshouwers *et alii* 1995), também o banco de sementes é um mecanismo que pode ajudar as espécies vegetais a superarem longos períodos de ausência de reprodução devido à falta de polinizadores (Bond 1994, 1995; Eriksson 1996). Estes mecanismos compensatórios, porém, podem faltar em algumas espécies, tornando alto o risco de sua extinção no caso de destruição do mutualismo (Bond 1994, 1995; Thompson 1999; Spira 2001).

Robinson *et alii* (1992) encontraram diversos efeitos da fragmentação no nível de **população** (persistência de espécies de plantas clonais, dinâmica e distribuição de vertebrados) que não foram percebidos no nível de comunidade e nem de ecossistema. As pressões seletivas associadas com a fragmentação podem levar a população a diminuir seu tamanho, extinguir-se, tornar-se localmente adaptada após seu isolamento, aumentar seu tamanho através da exploração dos recursos disponíveis nas bordas ou manter conexões com subpopulações por meio do fluxo gênico (Murren 2002). A compreensão dos efeitos da fragmentação na sobrevivência das populações necessita da análise da estrutura espacial do ambiente físico (Bell *et alii* 1993) e também da paisagem (Dunning *et alii* 1992, Laurance *et alii* 1997a, Wiens 1997, Collinge 2001); além disto, como as extinções locais de populações dos fragmentos são comuns, a recolonização destas extinções é crítica para a sobrevivência regional das populações fragmentadas (Fahrig & Merriam 1985, 1994; Eriksson 1996, 2000a,b; Wiens 1997; Hanski 1999; Maina & Howe 2000; van Groenendael *et alii* 2000).

A possibilidade desta recolonização depende do isolamento de cada fragmento onde ocorreu extinção em relação aos fragmentos ocupados e do tamanho destes fragmentos (Wahlberg *et alii* 1996) ou, segundo Fahrig (2001, & Merriam 1994), Wiens (1997) e Maina & Howe (2000), das mudanças temporais na estrutura da paisagem, das relações espaciais entre os elementos da paisagem usados pelas populações (como corredores para os dispersores, cf. Galindo-González *et alii* 2000) e das características de reprodução e dispersão da espécie em questão. O último aspecto foi bem considerado por Hanski (1999), Wolf *et alii* (1999) e Eriksson (2000a), e também por Primack & Miao (1992) para 4 espécies anuais (uma de gênero ocorrente na MN dos Aparados, *Plantago*, e outra de *Hypericum*, coletado na VR), as quais tiveram pequena capacidade de estabelecer populações em sítios não habitados por elas (mas aparentemente adequados), demonstrando a dificuldade de muitas espécies se dispersarem além de suas atuais áreas ocupadas, e especialmente se a fragmentação do habitat criar barreiras para a dispersão ou se não houver animais dispersores disponíveis (Tabarelli & Peres 2002). Já Ronce (2001) acredita que a estrutura da paisagem pode ser bem mais importante que o potencial de dispersão de cada espécie, quando se trata de entender as migrações passadas ou futuras.

Assim, é importante examinar se as espécies são limitadas no seu estabelecimento primariamente pelas condições locais dos microssítios (controle extrínseco) ou se pela incapacidade da espécie (quanto ao suprimento ou germinação de sementes ou ao estabelecimento das plântulas, isto é, fatores intrínsecos) em atingir um habitat adequado mas ainda não ocupado por ela (Belyea & Lancaster 1999, Clark *et alii* 1999, Hanski 1999, Wolf *et alii* 1999, van Groenendael *et alii* 2000, Zobel *et alii* 2000, Clarke *et alii* 2001, Jacquemyn *et alii* 2001, Verheyen & Hermy 2001, Butaye *et alii* 2002, Muller-Landau *et alii* 2002, Schupp *et alii* 2002, Wang & Smith 2002, Miller & Duncan 2003). Isto, junto com a forte restrição do recrutamento em florestas tropicais (Hubbell *et alii* 1999, Schupp *et alii* 2002), fragmentos de matas temperadas (Jacquemyn *et alii* 2001, Butaye *et alii* 2002) e em diversos outros tipos de comunidade, sugere que a limitação do recrutamento local pode ser uma característica universal de espécies cujos indivíduos não se deslocam (Tilman 1999a).

Os **estudos genéticos** têm tido um crescente papel no entendimento dos efeitos da fragmentação dos habitats sobre a persistência e evolução das populações (Young *et alii* 1996, Nason *et alii* 1997, Sih *et alii* 2000, Gibbs 2001, Ray 2001, Couvet 2002, Stockwell *et alii* 2003, Tomimatsu & Ohara 2003), o que surpreende terem sido pouco considerados por Turner (1996), até mesmo porque os marcadores moleculares freqüentemente são a única maneira de detectar a reduzida ou ausente dispersão entre populações (Sih *et alii* 2000). Do ponto de vista genético, as conseqüências da fragmentação do habitat dependem criticamente de haver ou não interrupção total de migração ou dispersão entre os fragmentos (Templeton *et alii* 1990, 2001; Merriam & Wegner 1992; Nason *et alii* 1997; Sork *et alii* 1999): se ocorrer o isolamento genético completo de fragmento(s), este(s) torna(m)-se demograficamente independente(s) e aí pode ocorrer extinção local; quando a recolonização é impossível, cada extinção local deixa a população global, irreversivelmente, um

passo mais próxima da extinção total. A fragmentação demográfica pode levar espécies a altos riscos de extinções locais, com graves conseqüências na genética populacional previstas pelos modelos teóricos, como acúmulo de mutações deletérias (Couvet 2002), perda drástica de variabilidade genética dentro de cada fragmento e depressão endogâmica (Templeton *et alii* 1990, 2001; Barrett & Kohn 1991; Nason *et alii* 1997; Keller & Waller 2002), embora os estudos empíricos tenham encontrado conseqüências genéticas mais variadas que as previstas pelos modelos simplificados (Petit *et alii* 2002).

Pelo lado positivo, a variação genética de uma espécie demograficamente fragmentada não é totalmente perdida, pois freqüentemente está presente na forma de diferenças fixadas entre populações locais diferentes (Templeton *et alii* 1990, Merriam & Wegner 1992, Alvarez-Buylla *et alii* 1996), e a variância genética aumenta sob autogamia nas primeiras gerações, o que pode levar a rápidas mudanças evolutivas (Ledig 1992, Stockwell *et alii* 2003). Mudanças evolutivas também podem ocorrer sob condições de estresse físico, devido à seleção (Linhart & Grant 1996, Stanton *et alii* 2000) e à interrupção do fluxo gênico (García-Ramos & Kirkpatrick 1997, Hoffmann & Hercus 2000, Kawecki 2000, Lenormand 2002); o total da mudança evolutiva depende do fluxo gênico, da seleção, do gradiente ecológico e da herdabilidade da característica (García-Ramos & Kirkpatrick 1997, Lenormand 2002, Stockwell *et alii* 2003). Além disso, uma população fragmentada está sujeita a menor perda global de variação genética que uma população panmítica de mesmo tamanho; assim, se a taxa de extinção local for relativamente baixa ou compensada por um programa de recolonização, uma espécie fragmentada pode preservar quase toda a sua variação genética no nível global por longos períodos de tempo (Templeton *et alii* 1990), e o isolamento pela fragmentação pode, através da seleção e sob condições de estresse, aumentar as taxas de adaptação desta população em poucas gerações, desde que não haja persistente redução do tamanho populacional (Hoffmann & Hercus 2000, Kawecki 2000, Lenormand 2002, Stockwell *et alii* 2003).

Ledig (1986, 1992) enfatiza que a fragmentação de habitats afeta os processos evolutivos de seleção, fluxo gênico, deriva genética e mutação, além de provocar a destruição de uma complexa estrutura de populações localmente adaptadas e a redução da recombinação genética, a curto prazo, pela criação de barreiras à migração entre os fragmentos, podendo tornar mais difícil as espécies desenvolverem respostas a múltiplos estresses. Os efeitos genéticos do desmatamento e especialmente da exploração seletiva de árvores podem ser remediáveis (Ledig 1992, Jennings *et alii* 2000), a não ser que toda a espécie tenha sido perdida, e isto no caso de espécies arbóreas é mais difícil, pois mesmo que todos os adultos sejam cortados, plântulas e indivíduos jovens provavelmente persistem e poderão substituir os adultos no futuro, e mesmo que a estrutura genética local seja alterada por seleção e por mudanças na demografia e no sistema reprodutivo, a diversidade de genes e a estrutura geográfica seriam pouco afetadas (Ledig 1992); além disto, as sementes de um possível banco de sementes também podem possibilitar uma "recolonização" após a extinção local (ou mesmo total, cf. Ertter 2000a:91, Hiss & Pickart 1992) das plantas instaladas de uma espécie, sem esquecer as grandes evidências de adaptação local das espécies vegetais, onde há inclusive possibilidade de redução na aptidão como decorrência de cruzamentos entre plantas de áreas ou populações diferentes (Husband & Barrett 1996).

Segundo Young *et alii* (1996) e Templeton *et alii* (2001), as previsões iniciais eram de que a fragmentação seria acompanhada de erosão da variação genética e crescente divergência genética interpopulações, devido a maiores deriva genética e autogamia e a reduzido fluxo gênico. Mas os resultados de estudos empíricos recentes sugerem que, enquanto a variação genética pode diminuir com o reduzido tamanho das populações remanescentes (Barrett & Kohn 1991, Ellstrand & Elam 1993, Young *et alii* 1996, Keller & Waller 2002, Tomimatsu & Ohara 2003), nem todos os eventos de fragmentação levam a perdas genéticas (Young *et alii* 1996), e em alguns casos a fragmentação parece até ampliar a diversidade genética (Young *et alii* 1996, Petit *et alii* 2002). Além disso, diferentes tipos de variação genética (alozimas, microssatélites, etc.) podem responder de modos distintos, como comprovado por Storfer (1996), Petit *et alii* (2001), Solé-Cava (2001), Goudet & Keller (2002) e Kremer *et alii* (2002). Em algumas circunstâncias, a fragmentação parece inclusive ampliar o fluxo gênico entre as populações remanescentes, quebrando a estrutura genética local (Young *et alii* 1996). No entanto, Young *et alii* (1996) reconhecem que os impactos genéticos das alterações ambientais físicas (freqüentemente associados com a fragmentação) sobre os regimes de seleção ainda não foram examinados e que as espécies estudadas até então eram todas temperadas, perenes, angiospermas entomófilas que ocorrem em grandes populações, e que espécies tropicais, freqüentemente ocorrentes em baixas densidades, eram uma grande prioridade para a investigação sobre as conseqüências da fragmentação,

o que também é afirmado por Alvarez-Buylla *et alii* (1996). Além disto, espécies ou populações auto-incompatíveis são particularmente vulneráveis à fragmentação de seus habitats (Ellstrand & Ellam 1993, Tomimatsu & Ohara 2003).

6.2.1.2. Aspectos da fragmentação em matas brasileiras

A fragmentação é um problema antigo no Domínio da **Mata Atlântica** brasileira, mas a preocupação com ela é recente (Viana 1990, 1995, *et alii* 1997), e praticamente só agora estão aparecendo os primeiros estudos sobre suas conseqüências, especialmente no nível de comunidade (por exemplo: Viana & Tabanez 1996, *et alii* 1997; Nascimento *et alii* 1996, 1999; Fernandez 1997, 2000; Metzger *et alii* 1997, 1999; Tabanez & Viana 2000, *et alii* 1997a,b; Bernacci *et alii* 1998; Silva Matos *et alii* 1998a,b; Tabarelli *et alii* 1998, 1999; Granell Pérez *et alii* 1999; Balbueno & Oliveira 2000; Brito & Fernandez 2000; Coelho 2000; A. Nascimento *et alii* 2000; Dislich & Pivello 2002, *et alii* 2001; Salvador & Da-Ré 2002), mas também no nível de espécie (A. Souza *et alii* 2000, Nodari *et alii* 2000, Reis *et alii* 2000). Terborgh (1992) faz uma rápida consideração sobre o pequeno tamanho dos fragmentos da mata atlântica e duvida da capacidade de eles manterem muitas espécies, posição semelhante à de Tabarelli *et alii* (1999) e Tabarelli & Peres (2002); Terborgh chega a uma estimativa grosseira de que a capacidade de tais fragmentos conservarem espécies seria de apenas 1/8 da capacidade da floresta intacta, o que o faz considerar a situação desta mata como uma das mais desesperadoras do mundo. Também Belovsky (1987), Shaffer (1987), Myers (1988), Câmara (1991, s.d.:73), Kageyama & Gandara (1994) e Borges (2000) acreditam na incapacidade de unidades de conservação de dimensões reduzidas manterem populações geneticamente viáveis por longo tempo, mas tal posição, que talvez ainda seja até majoritária, está muito longe de ser unânime, tendo sido bastante questionada ao longo da década de 90, como mostraremos na seção 6.2.1.3. Tabarelli *et alii* (1999) ainda afirmam que o atual sistema de áreas protegidas na mata atlântica pode ser incapaz de manter a diversidade regional de espécies, especialmente se fragmentos adicionais forem perdidos.

Alguns estudos têm seguido outra linha de trabalho, adotando maiores recursos tecnológicos e produtos obtidos por sensores remotos (Betancourt & Santos 1982; sua fig.2 é uma imagem pouco nítida de uma área dos Aparados, como observada pelo Landsat), como imagens de satélite, usadas por Jorge & Garcia (1997) para o município de Botucatu, SP, que infelizmente não conseguiram integrar seu estudo com os aspectos biológicos necessários para ter maior utilidade em termos de conservação, sendo um exemplo de estudo tecnológico pouco útil, ao contrário de Jorge (2000), Jorge & Moreira (2000), Saatchi *et alii* (2001, com imagens de radar) e Martins *et alii* (2002), onde os autores conseguiram mostrar e explorar informações de interesse conservacionista, e de Lucas *et alii* (1998), que trataram de aspectos da recuperação de remanescentes. Nesta mesma linha de "alta tecnologia" (Kerr 2001), outros estudos, talvez menos sofisticados, baseiam-se na digitalização de mapas de 1839 fragmentos do nordeste de Pernambuco (Ranta *et alii* 1998) ou ortofotocartas do sul da Bahia (Oliveira *et alii* 1997), mas incluindo maiores e mais detalhadas análises a campo (diferenciação de estágios sucessionais, etc.) e considerando vários tipos de aspectos biológicos, conseguem mostrar parte considerável da realidade ambiental das regiões analisadas, mesmo reconhecendo, como Ranta *et alii* (1998), a urgente necessidade de "estudos ecológicos" para tornar operacionais as recomendações e considerações apresentadas, que incluem discussões no mínimo polêmicas, baseadas na "teoria da biogeografia de ilhas". Talvez não seja simples coincidência que o trabalho mais "tecnológico" seja justamente o menos útil em termos de análise ambiental.

Innes & Koch (1998) e Vicens *et alii* (2001) mostram diversas possibilidades de uso do sensoriamento remoto na avaliação de florestas, em várias escalas; os primeiros o consideram o instrumento ideal para avaliar a presença de corredores e a natureza das bordas, mas reconhecem que em muito poucas situações o sensoriamento remoto pode fornecer informações no nível de espécie e que a combinação dele com levantamentos terrestres é uma necessidade que amplia muito a contribuição de ambos para os estudos ecológicos. Kerr (2001) também tem uma postura de grande valorização para a possível utilidade de tecnologias sofisticadas no estudo dos padrões espaciais da biodiversidade. Guevara *et alii* (1998) mostram a importância e os efeitos da diferença de resolução na análise de imagens ou fotos, e também a necessidade da complementação das interpretações de laboratório com estudos a campo (o que parece ter sido desconsiderado por Ladwig 1998 e outros), já que estes podem mostrar inúmeros aspectos fundamentais que praticamente não são percebidos em imagens de satélite ou fotos aéreas.

Quase todos os trabalhos citados até aqui surgiram somente depois de séculos do início dos efeitos da fragmentação e talvez depois de os maiores colapsos derivados dela terem ocorrido, fazendo com que os efeitos da fragmentação sejam buscados e analisados posteriormente à existência do problema, muitas vezes através de inferências e por comparações com áreas relativamente conservadas, mas que ou não são totalmente contínuas ou não se localizam na mesma região dos fragmentos estudados, não sendo, assim, estritamente comparáveis. Já autores como Tilman *et alii* (1994), Whitmore (1997) e Stuart Pimm acreditam que o tempo decorrido ainda foi muito pequeno e que os maiores problemas de extinção de espécies ainda estão por vir.

Na **Amazônia** brasileira, por outro lado, os estudos sobre as conseqüências da fragmentação já se desenvolveram durante as duas últimas décadas (Bierregaard Jr. *et alii* 1992; Bierregaard Jr. & Dale 1996; Gascon 1996, & Lovejoy 1998, *et alii* 1999, 2001; Scariot 1996a,b, 2000; Venticinque 1996; Laurance & Delamônica 1998, & Williamson 2001, *et alii* 1998, 2001, 2002; Cochrane 2001; Martins *et alii* 2002), especialmente em um megaprojeto brasileiro-estadunidense, o Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBF), "o maior experimento biológico da história" (Wilson 1994:242) e o mais ambicioso experimento ambiental do planeta, o primeiro em todo o mundo a acompanhar o fenômeno e suas conseqüências a partir do momento em que começam a ocorrer, havendo levantamentos das mesmas matas ainda intactas, antes da fragmentação (Lewin 1984). Fragmentações experimentais foram repetidas em outras escalas e outros continentes (Margules 1993, Gilbert *et alii* 1998, Davies *et alii* 2000; ver especialmente Debinski & Holt 2000), mas sem atingir as dimensões do PBDF.

A existência de levantamentos anteriores das áreas fragmentadas pode justificar algumas diferenças encontradas entre os estudos feitos no PBDF (Lovejoy *et alii* 1986, Bierregaard Jr. *et alii* 1992) e na mata atlântica (ver seção 6.2.2), além das grandes diferenças existentes entre os ecossistemas amazônicos e atlânticos, em termos históricos, biológicos e edafoclimáticos, que certamente impedem uma extrapolação dos resultados de lá para cá. Outro problema é a diferença entre as vizinhanças dos fragmentos, lá dominadas por amplas áreas de florestas contínuas (Laurance *et alii* 2002) e aqui com grande distância isolando mais fortemente a maioria dos fragmentos (Viana 1990, 1995, *et alii* 1997). Os administradores do PBDF sabiam que seus dados poderiam não ser completamente transferíveis para outros habitats, mas esperavam encontrar princípios e padrões que pudessem ser aplicados em qualquer outra parte (Lewin 1984). Nepstad *et alii* (1996a) apresentam informações sobre efeitos da fragmentação em outro local da Amazônia oriental brasileira, não incluído no PDBF.

6.2.1.3. Uma visão menos pessimista sobre fragmentação, e o valor de pequenos fragmentos

Apesar de todos os problemas decorrentes da fragmentação de habitats, diversos trabalhos mostram que o depauperamento florístico não é uma conseqüência inevitável do processo de fragmentação florestal (Meave *et alii* 1991; Gentry 1992; Kellman 1996, *et alii* 1996, 1998; Tabanez & Viana 2000, *et alii* 1997b; Metzger *et alii* 1999), sendo importante entender a reorganização da comunidade que pode transformar fragmentos recém-criados em refúgios estáveis para as biotas regionais anteriormente dispostas em matas muitas vezes contínuas (Kellman *et alii* 1998). Embora sempre preocupe, a fragmentação de alguns outros tipos de habitat, como o escrube da Flórida (McCoy & Mushinsky 1994, 1999; mas não o da Califórnia, cf. Soulé *et alii* 1992), também não significa obrigatoriamente uma depauperação **faunística**. Isto é igualmente válido para a mata tropical amazônica de terra-firme (Gascon *et alii* 2001), onde fragmentos de 100 ha podem ser considerados viáveis para manter substancial percentagem de suas espécies animais, embora não de grandes vertebrados (Bierregaard Jr. & Dale 1996), e para fragmentos na mata atlântica brasileira, reconhecidos como de "grande importância" por Chiarello (2000a) e servindo como "refúgios de fauna nativa", bem como para matas bolivianas (Fredericksen & Fredericksen 2002). Conclusões semelhantes ainda foram expressadas por Guindon (1996), que considerou fundamentais os fragmentos de matas costarriquenhas entre 0,3 e 8 ha para aves, por Kattan & Alvarez-López (1996) para aves de fragmentos de tamanhos muito variados de matas andinas, e por Fischer & Lindenmayer (2002), para aves de pequenos remanescentes australianos com até 10 ha, que abrigavam entre 75 e 90% da ornitofauna.

Gascon (1996, & Lovejoy 1998, *et alii* 1999, 2001), Laurance (1999b, *et alii* 2002), Fernandez (2000) e Fahrig (2002) consideram que a matriz de habitats modificados que envolve cada fragmento tem papel crucial na resposta dos diferentes vertebrados (e também de invertebrados, cf. Ricketts 2001) à fragmentação florestal, pois as espécies que evitam tal matriz usualmente declinam ou desaparecem nos

fragmentos, enquanto as espécies que toleram ou exploram a matriz freqüentemente permanecem estáveis ou ampliam sua densidade, o que é explicado pelos processos propostos por Dunning *et alii* (1992) de suplementação, complementação e vizinhança. Também as comunidades da VR nas escarpas da Reserva de Niágara (Canadá) não mostraram efeito negativo da fragmentação do habitat sobre a riqueza ou diversidade de espécies de plantas vasculares e briófitas (Haig *et alii* 2000), mas as floras ripárias de rios com represas apresentaram diferenças em relação às de rios sem represas (devido à distribuição irregular das espécies com pequena capacidade flutuadora dos propágulos; Jansson *et alii* 2000), e a fauna de microartrópodes de uma VR (formada por tapetes de musgos) apresentou efeitos significativos após uma fragmentação experimental (Gilbert *et alii* 1998). Em relação às espécies endêmicas, algumas também mostram capacidade de tolerar a fragmentação, como uma de afloramentos estudada por Wolf *et alii* (1999).

Ao contrário de Hubbell & Foster (1986), Kageyama (& Gandara 1994, & Lepsch-Cunha 2001), Alvarez-Buylla *et alii* (1996), Scariot (1996a,b) e Pitman *et alii* (1999), que argumentam sobre a necessidade de grandes áreas para a conservação de um número mínimo de populações viáveis da grande maioria das espécies arbóreas de matas tropicais, Turner & Corlett (1996), Corlett & Turner (1997) e Tabanez (& Viana 2000, *et alii* 1997b) consideram que substancial quantidade de espécies vegetais de diferentes tipos de floresta parece ser relativamente resistente à fragmentação, tendo persistido por décadas/séculos (ou até milênios, conforme Meave & Kellman 1994, Kellman *et alii* 1996, Brokaw 1998) em fragmentos menores que 100 ha, apesar da extinção de muitas espécies de grandes vertebrados. Para estes, é essencial a manutenção de grandes áreas de cada tipo natural de habitat (Belovsky 1987, Shaffer 1987, Terborgh 1992, Jullien & Thiollay 1996, Brokaw 1998, Brito & Fernandez 2000, Kelly 2002, entre outros), o mesmo valendo para a conservação de especialistas do habitat (Thiollay 1996, Harrison 1997), bem como para aves, macacos e coleópteros (Bierregaard Jr. *et alii* 1992). Talvez este problema não seja tão crítico para pequenos mamíferos, borboletas e anfíbios, pois os últimos (Gascon & Meyer 1999) e os primeiros podem ter mais espécies depois da fragmentação (Gascon & Lovejoy 1998, *et alii* 1999), o que também ocorrera com alguns grupos de lepidópteros (Lovejoy *et alii* 1986), mostrando que os 3 grupos podem aumentar a riqueza após a fragmentação (Gascon 1996, *et alii* 2001), não sendo tão sensíveis à fragmentação e nem requerendo unidades de conservação muito grandes.

Robinson *et alii* (1992) enfatizam a necessidade de detalhadas análises populacionais para interpretar observações de habitats fragmentados (mas ver Burgman *et alii* 2001), enquanto Lande (1995), Alvarez-Buylla *et alii* (1996) e Brito & Fernandez (2000) alertam sobre a possível necessidade de manutenção de tamanhos populacionais efetivos na ordem de aproximadamente 5.000 indivíduos (o que significa a necessidade de populações bem maiores, pelo menos o dobro, mas geralmente até 5 a 10 vezes o tamanho efetivo, embora tais números não devam ser considerados como "mágicos"). Apesar de estarmos cientes destas recomendações, e também da conclusão de Borges (2000:136) de que 60% das espécies lenhosas não apresentam "condições de permanência no ambiente a longo prazo" em um fragmento isolado de 5 ha de cerrado, acreditamos que a maioria das espécies vegetais das MNs dos Aparados também tem a resistência citada no parágrafo anterior.

Isto garantiria o imenso valor dos atuais fragmentos destas MNs, em concordância com Leitão Filho (1994) e igualmente com Turner & Corlett (1996), Schelhas & Greenberg (1996b) e Laurance *et alii* (1997a), para quem os fragmentos podem ser as "sementes" para restabelecer uma cobertura florestal mais extensa e contínua ("catalisadores da regeneração florestal", cf. Bierregaard Jr. *et alii* 1992, mas no sentido de fornecedores de sementes para as áreas abertas, como também consideram Kattan & Alvarez-López 1996, Gascon *et alii* 2001), já que a coalescência dos fragmentos remanescentes será mais fácil, tanto técnica como economicamente, que começar do solo nu ou de vegetação apenas campestre. Conseqüentemente, fragmentos são "evidentemente melhor que nada" (Heywood & Stuart 1992), afirmação que modificaríamos para "fragmentos são muito melhor que nada". Esta posição parece idêntica à de Brokaw (1998), que também admite o "otimismo cauteloso" de Kellman (1996) para as espécies arbóreas dos fragmentos bem manejados e a possibilidade de expansão destes fragmentos num futuro próximo, especialmente em regiões onde haja a diminuição ou o abandono das práticas agrícolas, o que é o caso de bom número de locais no interior de SC e do RS, ou em regiões onde ocorra pelo menos a racionalização da exploração agropecuária.

Brokaw (1998) enumera 3 ações de manejo necessárias para conservar a diversidade arbórea de fragmentos, que consideramos perfeitamente válidas para os pequenos remanescentes das MNs dos Aparados:

1) criar uma comunidade protetora e estável nas margens de cada fragmento, formada por espécies especialistas deste ambiente, para proteger as espécies da região interna/central dos efeitos microclimáticas e de perturbação (Kellman *et alii* 1996, 1998; Gascon *et alii* 2000); **2)** controlar o fogo; **3)** auxiliar a dispersão entre fragmentos, para contrabalançar extinções locais dentro deles (Simberloff 1988; Kellman 1996, & Tackaberry 1997, *et alii* 1998). Esta dispersão pode ser promovida até pelas mais delgadas conexões para aves dispersoras, como matas ciliares (Kattan & Alvarez-López 1996, Metzger *et alii* 1999, Gascon *et alii* 2001), linhas arbóreas junto às cercas (Noss 1993, Boutin *et alii* 2002, Freemark *et alii* 2002), cercas-vivas (Galindo-González *et alii* 2000) ou mesmo árvores isoladas em pastagens. Outra estratégia de manejo, sugerida por Guindon (1996) para florestas costarriquenhas e por Kattan & Alvarez-López (1996) para as matas andinas, também é necessária nas MNs e em outras florestas dos Aparados: a manutenção das matas nativas ao menos ao longo de rios e córregos e nas áreas mais íngremes, o que já é obrigatório de acordo com o Código Florestal brasileiro de 1965, embora seja muito pouco obedecido. Isto permitirá que tais matas continuem a prestar seus serviços naturais de ecossistema (proteção das fontes d'água e locais mais erodíveis e atenuação dos extremos meteorológicos) e criará uma rede de fragmentos altamente conectados ao longo dos gradientes altitudinais, que poderá abrigar parcela muito significativa da biota regional.

Também Otero-Arnaiz *et alii* (1999) afirmam que a permanência de muitas árvores isoladas no meio da pastagem, pertencentes a muitas espécies diferentes, deve ser fortemente encorajada e incluída nas estratégias regionais de manejo das pastagens, em virtude do potencial dos microssítios sob suas copas para manter uma riqueza de espécies vegetais e do importante papel que tais árvores poderão ter se houver interesse ou necessidade de reflorestar a área. Os autores encontraram 134 espécies (metade lenhosas e metade herbáceas) sob a copa de 65 indivíduos arbóreos (pertencentes a 20 espécies de 11 famílias) isolados em 15 potreiros. Cerca de 40% das espécies encontradas sob as árvores isoladas era típica da vegetação florestal primária, confirmando a idéia de que tais árvores podem manter uma considerável fração da diversidade vegetal da mata nativa regional.

Isto é igualmente comprovado e detalhado por Guevara *et alii* (1986, 1998), pois 1/3 a ½ da flora arbórea regional de Los Tuxtlas estava representada nas 98 espécies de árvores isoladas encontradas em apenas 30 pastagens, enquanto 37% da flora epifítica da região ocorria em somente 38 árvores isoladas amostradas, sendo que a riqueza de espécies epifíticas por árvore era similar à de árvores do mesmo tamanho na floresta intacta (Hietz-Seifert *et alii* 1996, Guevara *et alii* 1998). Além disto, 83 espécies epifíticas e hemiepifíticas (das 123 registradas para a região), ou 67% da flora epifítica total, foram registradas sobre 238 indivíduos arbóreos amostrados, o que é uma grande parcela da biodiversidade epifítica, enquanto árvores cultivadas também amostradas foram muito lentamente colonizadas por epífitos e mostraram-se muito pobres como forófitos (Hietz-Seifert *et alii* 1996). No RS, Gonçalves & Waechter (2001a,b) também demonstraram a importância de árvores isoladas para a manutenção de epífitos, tendo encontrado 77 espécies epifíticas sobre apenas uma espécie de figueira. A possibilidade de árvores isoladas predominarem na produção de descendentes da espécie foi comprovada por Aldrich & Hamrick (1998) e Dick (2001), e não pode ser ignorada. Isto também comprova que a denominação de "mortos-vivos" (Janzen 1986b, Viana *et alii* 1997, Costa 2001) é totalmente inadequada para a grande maioria destes indivíduos isolados.

Kellman (1996, & Tackaberry 1997), Schelhas & Greenberg (1996b) e Brokaw (1998) destacam a necessidade de os fragmentos florestais manejados não serem considerados como parcelas ou ilhas da floresta contínua, pois as biotas fragmentadas são organizadas por condições e processos diferentes, tornando-se, portanto, **novos tipos de comunidade**, que devem ser manejados dentro destas novas condições e processos e não mantidos como pequenos pedaços da antiga floresta contínua. Embora um sistema bem manejado de fragmentos possa manter comunidades florestais bastante ricas, a preservação da diversidade de todas as plantas e animais tropicais ainda tem sua maior prioridade na conservação de grandes blocos de floresta contínua (Brokaw 1998), onde isto for possível. Este conjunto de fragmentos discutido por Brokaw (1998) poderia fazer parte do que Franklin (1993) denomina matriz da paisagem (no sentido de que é a matriz dentro da qual um sistema de reservas está inserido), e que Metzger (1999) denomina "matriz inter-habitat", enquanto alguns autores referem-se a ela como matriz seminatural e Gascon *et alii* (2001) denominam "hábitat matriz". Tal matriz, brevemente abordada por Fonseca *et alii* (1997), Gascon (& Lovejoy 1998; *et alii* 1999, 2000, 2001), Laurance (1999b, *et alii* 2002), Fernandez (2000) e Scariot & Sevilha (2000) para situações brasileiras, inclui também as zonas de entorno discutidas por Orlando (1997), mas tem sido muitas

vezes pouco valorizada ou mesmo ignorada pela biologia da conservação (Miller & Hobbs 2002), embora tenha pelo menos 3 papéis críticos na conservação da biodiversidade (Franklin 1993): prover habitat em menores escalas espaciais, aumentar a efetividade das áreas reservadas e controlar a conectividade (Ricketts 2001; inclusive do ponto de vista espaço-temporal, cf. Fischer 2001) no nível de paisagem, incluindo a movimentação de organismos entre reservas (o que leva à nossa seção 6.2.4).

As espécies montanas sempre tiveram suas distribuições fragmentadas ou comprimidas por mudanças climáticas: fluxos verticais expandiram ou contraíram o habitat disponível, enquanto flutuações horizontais dividiram ou reuniram populações, dentro do tempo evolutivo; também é amplamente aceito que as mudanças pleistocênicas nas terras altas tropicais foram dramáticas, implicando que as atuais alterações antrópicas não chegam a ser novidades aí; sem precedente é a taxa em que estão ocorrendo, medida hoje no tempo ecológico e não mais no tempo evolutivo (Young 1994). Isto pode significar a impossibilidade de muitas espécies adaptarem-se às mudanças repentinas que estão sofrendo dentro deste processo cada vez mais acelerado de fragmentação, que provavelmente difere muito das fragmentações relativamente graduais que aconteceram ao longo do tempo geológico mais recente, considerando especialmente as glaciações pleistocênicas. Nestas, cada resfriamento foi atingido através de uma série de estágios/etapas, enquanto cada aquecimento se deu em etapa única (Alley 2000), o contrário do que parece supor Ab'Sáber (1989:13). No entanto, algumas mudanças podem ter sido bem rápidas, ocorrendo em poucas décadas (Alley 2000, Overpeck & Webb 2000, Peteet 2000) ou alguns séculos (Rodrigues-Filho *et alii* 2002 apontam uma drástica mudança de condições secas para mais úmidas em poucos séculos, acompanhada por intensas chuvas de verão); ver também Webb III & Bartlein (1992) e Roy *et alii* (1996).

Vários autores têm questionado a suposição de que as comunidades respondem como conjuntos às mudanças climáticas, criticando o conceito "clementsiano" de comunidade (Huntley & Webb III 1989, Roy *et alii* 1996) e afirmando que foi "inequivocamente demonstrado" que cada espécie reage individualmente (Holt 1990; Prentice 1992, *et alii* 1992, 2000; Taper *et alii* 1995; Comes & Kadereit 1998). No entanto, os gradientes nos recursos abióticos disponíveis e estresses, o regime de perturbações naturais e os processos de colonização determinam em grande parte a estrutura das comunidades, e impõem também uma distribuição não-aleatória das espécies vegetais e um mosaico de habitats (Austrheim 2001). Isto nos faz continuar a pensar nos atuais conjuntos florísticos como possíveis unidades paleoecológicas (mesmo que com vários aspectos diferentes), já que a "individualidade" da reação de cada espécie na verdade é dependente de um contexto: as espécies epifíticas e as trepadeiras dependem da ocorrência de forófitos, as espécies da submata dependem de árvores que lhes forneçam sombra, etc. Ou seja, não existe uma individualidade absoluta para a grande maioria das espécies, já que boa parte delas depende de uma certa combinação de características ambientais e da presença/companhia de alguns tipos funcionais específicos para poder participar de uma comunidade, e não parecem ter existido outros conjuntos florísticos florestais capazes de habitar as áreas mais frias do sul do Brasil durante o Quaternário.

Diante da distribuição naturalmente disjunta ou fragmentada da maioria das matas nebulares neotropicais (Hueck 1972, Young & León 1995; ver cap. 4), derivada da ocorrência em regiões topograficamente complexas e/ou elevadas, e diante do histórico de muitas de suas espécies (já mostrado 2 parágrafos atrás), é possível que as MNs dos Aparados sejam menos suscetíveis aos problemas decorrentes da fragmentação antrópica cada vez mais acentuada nos tempos atuais. No entanto, isto é mais uma mera hipótese ou esperança que uma constatação ou conclusão científica. As perspectivas de espécies florestais adaptarem-se às mudanças climáticas previstas para as próximas décadas são analisadas por Davis (1990) e Saxe *et alii* (2001), ambos tratando basicamente de espécies arbóreas temperadas, e por Foster (2001), para as MNs (Figura 6.1).

Kellman (1996) e Kellman & Tackaberry (1997) citam algumas razões para se ter um otimismo cauteloso sobre a possibilidade de salvarmos, ao menos temporariamente, uma proporção significativa das floras regionais em sistemas fragmentados: **a)** a fragmentação extrema pode ser um fenômeno temporário, se a população humana mundial puder ser controlada num futuro próximo; **b)** muitas comunidades biológicas podem estar não-saturadas, isto é, poderiam manter riquezas bem maiores de espécies do que atualmente possuem, o que permitiria que a concentração de maior número de espécies nos fragmentos hoje existentes fosse viável ao menos temporariamente; **c)** a **flexibilidade ecológica** de muitas espécies, que tem sido pouco considerada, diante da preocupação mais comum evidenciada com a análise da especialização dos organismos,

como em Futuyma & Moreno (1988); a pressuposição da superioridade de especialistas sobre generalistas é muito bem discutida por Sultan (1992; ver também Waser *et alii* 1996), enquanto a evolução de ambos sob diferentes regimes de seleção é mostrada por van Tienderen (1997); a capacidade de uma espécie invadir nichos especializados pode ser adquirida através da maior complexidade morfológica, mas esta implica sérios riscos (Lindberg & Olesen 2001) e requer custos consideráveis (Orr 2000).

A flexibilidade ecológica pode ser comprovada pelos distintos papéis desempenhados pela mesma espécie em locais diferentes e pela ocupação de diversos tipos de vegetação por uma mesma espécie, como mostrado por Pitman *et alii* (1999) e pelo nosso capítulo 2. Além disto, Schlichting (1986), Huenneke (1991), Scheiner (1993), Bazzaz (1996), Mátyás (1996), Pérez de la Vega (1996), Silvertown (1998), Wu (1998), Karban *et alii* (1999), Ackerly *et alii* (2000), Booy *et alii* (2000), Saxe *et alii* (2001), e mais particularmente Bradshaw (1965), Sultan (1987, 1992, 1995), Zimmerer (1998) e Fuzeto & Lomônaco (2000), discutem e mostram exemplos da grande flexibilidade em plantas, e especialmente da plasticidade fenotípica. Esta última é a capacidade de um mesmo genótipo expressar diferentes fenótipos em distintos ambientes; sua importância depende da população e da espécie considerada, bem como das condições ambientais (cf. Thompson 1991, Ackerly *et alii* 2000, Booy *et alii* 2000, Fuzeto & Lomônaco 2000, Agrawal 2001, Debat & David 2001, Pigliucci & Hayden 2001, Dufty Jr. *et alii* 2002, Relyea 2002). Outras das tantas peculiaridades das plantas são discutidas por Bradshaw (1972), Grant (1973), Drury (1980), Aarssen (1983), Gill (1986), Menges (1991), Templeton (1991), Sachs *et alii* (1993), Coleman *et alii* (1994), Domínguez (1995), Bazzaz (1996:191), Ellstrand *et alii* (1996), Eriksson (1996, 2000a,b), Husband & Barrett (1996), Linhart & Grant (1996), Salomonson (1996), Young *et alii* (1996), Niklas (1997), Schaal *et alii* (1998), Stebbins (1999), Murrell *et alii* (2001), Thomas & Sadras (2001), Meyerowitz (2002) e Rieseberg (2002), os quais também enfatizam a necessidade de premissas muito diferentes para a compreensão do que realmente ocorre com as espécies vegetais.

Na verdade, os organismos podem ser especializados com respeito a alguns fatores e plásticos com relação a outros, ou especializados em alguns habitats mas plásticos com relação ao mesmo fator em outros ambientes, o que nos obriga a considerar sempre a existência de um balanço entre especialização e plasticidade (Bell *et alii* 1993, Weinig 2000, Pigliucci & Hayden 2001). Brito & Fernandez (2000) discutem brevemente como a perda de "flexibilidade adaptativa" pode levar à redução da capacidade de responder a futuras mudanças ambientais, e Hengeveld (1997) aparentemente contraria muito do que foi argumentado no final desta seção, ao defender que as espécies são geneticamente rígidas (e não plásticas) em escalas de tempo ecológico. Kellman (1996) chama atenção ainda para a tentativa de preservar remanescentes intactos das comunidades originais, que ele considera provavelmente irreal em relação aos pequenos fragmentos que farão parte dos futuros sistemas de conservação, e sugere um redirecionamento do foco da pesquisa e também da preservação, no sentido de considerar os fragmentos como novos tipos de comunidades, com composições e estruturas que podem parecer não-naturais se vistas no atual contexto de comunidades contínuas, que ainda predomina dentro das visões biológica e conservacionista, as quais terão que ser mudadas.

A complexidade dos efeitos da fragmentação de habitats, e das MNs em especial, não pode ser ignorada, mesmo quanto tentamos fazer uma análise superficial e/ou geral como a que apresentamos aqui. Ao contrário de afirmações e suposições mais antigas, estes efeitos parecem ser altamente específicos de cada táxon, dos processos ecológicos e das escalas espaciais consideradas, variando ainda de acordo com o tipo de paisagem e sua estrutura. A influência da fragmentação do habitat sobre a distribuição e abundância de cada espécie pode sofrer efeitos locais, tais como mudanças em certas características dos microssítios (Laurance *et alii* 1997a, 2002; Villard 2002) ou a população tornar-se localmente adaptada após seu isolamento (Young *et alii* 1996, Stockwell *et alii* 2003), além de haver sinergismos (Laurance & Cochrane 2001, *et alii* 2002; Weathers *et alii* 2001; Pattanavibool & Dearden 2002; Stockwell *et alii* 2003) com queimadas (Cochrane 2001, Laurance & Williamson 2001, Fredericksen & Fredericksen 2002) e/ou pastejo (Hobbs 2001) e/ou mutualismos (Rathcke & Jules 1993, Aizen & Feinsinger 1994a, Murcia 1996, Murren 2002, Smith 2002). Adicionalmente, Debinski & Holt (2002) verificaram "uma notável falta de consistência nos resultados" entre os diferentes estudos e entre distintos táxons (especialmente, por exemplo, entre pequenos mamíferos, com muitos resultados contraditórios), em parte talvez por o tempo das observações em vários experimentos ser ainda insuficiente para mostrar conseqüências mais padronizadas.

Sintetizando o que nos fez adotar **"uma visão menos pessimista sobre fragmentação"** no título desta seção e no seu texto, concluímos: nas MNs e em muitos outros tipos de mata e também de ecossistemas não-florestais, acreditamos que a mera existência de fragmentos não significa uma situação desesperadora ou caótica. Se conseguirmos **evitar ou substancialmente reduzir os fatores e agentes externos que causam sinergismos indesejáveis** nestes fragmentos, como em especial o gado, as queimadas e novos desmatamentos nas MNs, podemos ter grande esperança de que muitos destes remanescentes consigam se manter com pequenas alterações bióticas e abióticas no curto prazo (anos), e inclusive possam se expandir e parcialmente coalescer a médio prazo (décadas), sem aumentar muito a já elevada taxa de extinção global. Isto permitiria que tentássemos recuperar em breve as extinções locais e regionais registradas nas formações vegetacionais mais intensamente fragmentadas, destruídas e ocupadas pela nossa espécie.

6.2.2. Efeitos de borda

Embora quase sempre relacionados à fragmentação, estes efeitos parecem ser melhor discutidos separadamente dela, pois podem ser conseqüências muito posteriores e geralmente são intensos apenas numa faixa delimitável do fragmento. Além disso, eles têm recebido grande destaque ultimamente, pois entre 1993 e 1998, apenas nos periódicos Conservation Biology e Biological Conservation, 38 estudos foram publicados sobre tais efeitos (Schwartz 1999). Diferentes comunidades e habitats ocorrem naturalmente com mudanças graduais de seus ambientes, formando ecótonos nas regiões de contato entre eles (Hansen & di Castri 1992, Spellerberg & Sawyer 1999:192-6, Smith *et alii* 2001); a borda freqüentemente é um artefato humano onde 2 habitats contrastantes abruptamente convergem sem as gradações naturais (Andrews 1990). A borda da mata pode ser vista como uma zona de transição entre as grandes flutuações microclimáticas de uma abertura no dossel (ou de uma área não-florestal) e o ambiente relativamente estável da floresta não-perturbada (Matlack 1994), ou como uma zona que recebe os efeitos atenuadores de um dossel arbóreo imediatamente acima, mas perdeu a proteção lateral dada pelas árvores em um lado (Matlack 1993). O grande problema é que diferentes espécies têm enormes diferenças quanto ao tamanho da área que possa ser considerada como borda para cada uma, sendo as bordas tipicamente estreitas (<100 m) para espécies vegetais e amplas (>1 km) para espécies animais bastante móveis (Schwartz 1999).

Efeitos de borda são diferenças em fatores bióticos ou abióticos que existem ao longo das bordas de um fragmento em relação ao ambiente do interior da mata (Gehlhausen *et alii* 2000). A noção geral de que os efeitos de borda são prejudiciais para os fragmentos florestais é amplamente aceita, mas há pouco consenso sobre o que é uma borda, como medir os efeitos de borda ou quão deletérios eles são (Murcia 1995, Newmark 2001), sem esquecer que eles podem ser também positivos, dependendo da espécie ou escala do estudo (Harris 1988, Magura 2002). A proposta de Laurance (2000b), de ampliar a definição de efeito de borda para incluir o conjunto de interações entre fragmento e matriz inter-habitat (senso Metzger 1999), ainda é pouco convincente, inclusive porque tal tipo de fenômeno já tem sido considerado dentro da discussão sobre fragmentos, e não parece haver vantagem em incluí-lo na caracterização de "efeito de borda"; assim, também parte dos comentários de Laurance (2000a) sobre tal tipo de interação, ocorrente até na escala de quilômetros (até 100 km, cf. Ickes & Williamson 2000), não será aqui tratada. Laurance *et alii* (2002) chegam a considerar os efeitos de borda (junto com o tamanho do fragmento e a "evolução da borda") como "fatores extrínsecos" às biotas dos fragmentos, o que nos parece inadequado, pois os efeitos de borda decorrem em parte de aspectos externos ao fragmento, mas obviamente alteram a composição e o funcionamento de parte da biota deste fragmento, sendo, assim, também intrínsecos a este (o mesmo ocorrendo com o tamanho do fragmento e a "evolução da borda").

Os efeitos de borda nos fragmentos florestais são de 3 tipos: **1)** abióticos, **2)** efeitos biológicos diretos, que envolvem mudanças na abundância e distribuição das espécies causadas diretamente pelas condições físicas perto da margem e determinadas pela tolerância fisiológica de cada espécie às condições na (ou perto da) margem, e **3)** efeitos biológicos indiretos, envolvendo mudanças nas interações entre espécies, como competição, herbivoria, dispersão biótica de pólen e sementes, etc. (Murcia 1995, Gehlhausen *et alii* 2000, Van der Putten *et alii* 2001).

Os efeitos **abióticos** são mais conhecidos e relativamente (mas não totalmente) uniformes, especialmente os microclimáticos. Na margem, em relação ao interior da mata, as temperaturas diárias do ar tendem a ser maiores e mais variáveis (Kapos 1989, Palik & Murphy 1990, Williams-Linera 1990a, Saunders

et alii 1991, Young & Mitchell 1994, Murcia 1995, Parsons 1995, Jose *et alii* 1996, Laurance & Delamônica 1998, Didham & Lawton 1999, Sizer & Tanner 1999, Laurance 2000a, Newmark 2001; não confirmado por Gehlhausen *et alii* 2000), as temperaturas do solo são mais altas (Jose *et alii* 1996, Laurance & Delamônica 1998; nenhuma variação foi encontrada por Gehlhausen *et alii* 2000), a umidade atmosférica é menor (Kapos 1989, Palik & Murphy 1990, Williams-Linera 1990a, Young 1993, Young & Mitchell 1994, Murcia 1995, Parsons 1995, Jose *et alii* 1996, Laurance *et alii* 1997a, 2002, Noss & Csuti 1997, Laurance & Delamônica 1998, Metzger 1999, Gascon *et alii* 2000, 2001; pouco confirmado por Gehlhausen *et alii* 2000), a demanda evaporativa é maior (Laurance *et alii* 1997a, 2002; Didham & Lawton 1999; Sizer & Tanner 1999; Newmark 2001), a intensidade luminosa que chega ao solo é maior (Kapos 1989, Williams-Linera 1990b, MacDougall & Kellman 1992, Malcolm 1994, Kellman *et alii* 1998, Laurance & Delamônica 1998, Gehlhausen *et alii* 2000, Newmark 2001), bem como a intensidade luminosa em níveis mais altos do dossel (Kellman *et alii* 1998); a exposição ao vento e a velocidade deste são maiores (Lovejoy *et alii* 1986, Williams-Linera 1990a, Saunders *et alii* 1991, Bierregaard Jr. *et alii* 1992, Young 1993, Malcolm 1994, Laurance & Delamônica 1998, Metzger 1999, Laurance 2000a, Gascon *et alii* 2001, Newmark 2001), o C orgânico, N total e P disponível do solo são maiores e o pH é menor (Jose *et alii* 1996); a umidade do solo é menor na borda (Kapos 1989; Jose *et alii* 1996; Laurance *et alii* 1997a, 2002; Metzger 1999; Gehlhausen *et alii* 2000), mas estudos posteriores de Camargo & Kapos (1995) e Kapos *et alii* (1997) no mesmo local examinado por Kapos (1989) encontraram uma complexidade bem maior (não mostrada por Laurance *et alii* 1997a:508, 2002:608) desta característica, contrastante com os dados encontrados anteriormente quando a borda tinha sido recém-criada.

O aumento da umidade relativa atmosférica da margem para o interior é provavelmente causado pela menor temperatura do ar e pela menor velocidade do vento (Jose *et alii* 1996). Matlack (1993) afirma ter detectado efeitos de borda significativos na intensidade luminosa, temperatura do ar, umidade atmosférica e da serapilheira, mas a parte de seus dados que é apresentada de 4 sítios "representativos" (sua fig.2) mostra insignificante variação nas duas primeiras características e tamanha variabilidade nas duas últimas que não comprova qualquer "efeito significativo", o que nos faz desconsiderar esta parte de seu trabalho. Pelo menos 3 fatores parecem modular a intensidade destes efeitos de borda abióticos: a exposição solar ou orientação (Kapos 1989, Matlack 1993, Gehlhausen *et alii* 2000), o tipo de comunidade adjacente que rodeia o fragmento (Mesquita *et alii* 1999, Gehlhausen *et alii* 2000) e a fitofisionomia (Matlack 1993), pois quanto menor a exposição à radiação solar, mais fracos são alguns dos efeitos de borda abióticos (Murcia 1995). No hemisfério norte, os gradientes microclimáticos foram débeis ou inexistentes em bordas com exposição solar norte nos EUA, mas intensos nas demais exposições (Matlack 1993, 1994), sendo mais pronunciados nas margens sul e oeste (Gehlhausen *et alii* 2000); no hemisfério sul, espera-se uma inversão nos pontos cardeais. Margens florestais rodeadas por áreas agrícolas apresentaram as mudanças microclimáticas mais extremas (Gehlhausen *et alii* 2000).

Uma questão fundamental em relação aos efeitos abióticos é até que distância da borda eles penetram dentro da mata (às vezes chamada profundidade da borda), havendo enormes diferenças entre os vários estudos feitos, bem como em cada parâmetro analisado (ver Figura 6.3) e no tempo decorrido após a criação da margem. A maioria dos estudos encontrou que os efeitos de borda penetram menos de 150 m em fragmentos florestais (Laurance 2000a, *et alii* 1997a:508, 2002:608), sendo que penetrações de 50 m ou menos são mais típicas (Kunin 1997). Gehlhausen *et alii* (2000), analisando 6 características (iluminação, umidade do solo, CO_2, umidade relativa e temperaturas do ar e solo) em transectos em 4 exposições (N,S,E,W) de 2 fragmentos (totalizando 48 medições), verificaram que a maioria das medições (26/48) não mostrou um padrão evidente ao longo do gradiente borda-interior da mata, e entre as que mostraram um padrão, a maioria estendeu-se até 15 m da margem (9/48) ou menos (5 ou 10 m; 6/48), havendo ainda casos em que o efeito de borda se estendeu até 40 m (3/48), 60 m (1/48) e 80 m (1/48). Isto parece mostrar que, na maior parte da margem de um fragmento de mata temperada, os efeitos microclimáticos de borda concentram-se bem próximo da linha não-florestal, embora, em alguns pontos e para certas características, eles possam penetrar algumas dezenas de metros.

Em matas tropicais, talvez estes efeitos sejam um pouco mais penetrantes, mas ainda é impossível qualquer generalização, em virtude dos poucos dados disponíveis e especialmente da tremenda variação entre eles (em parte mostrada por Laurance *et alii* 1997a:508, 2002:608). Grande variação pode ser encontrada

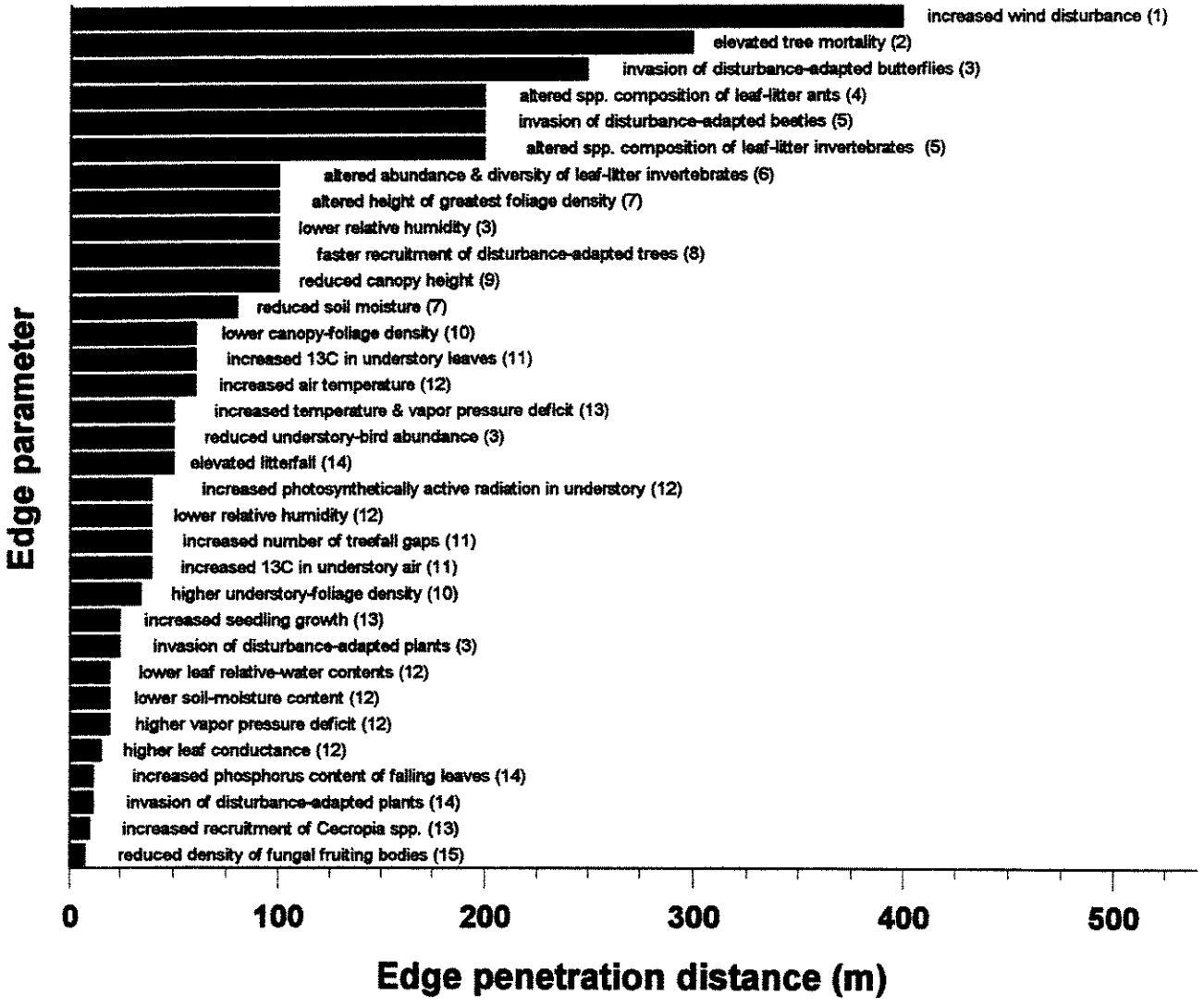


Figura 6.3 - Distâncias de penetração de diferentes efeitos de borda dentro de remanescentes de mata amazônica do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais. Extraída de Laurance *et alii* (2002:608). Fontes dos dados: 1- Lewis (1998)*; 2- Laurance *et alii* (1998, 2000*), 3- Lovejoy *et alii* (1986), 4- Carvalho & Vasconcelos (1999)*, 5- Didham (1997b)*, 6- Didham (1997a)*, 7- Camargo & Kapos (1995), 8- Laurance *et alii* (1998c)*, 9- Camargo (1993)*, 10- Malcolm (1994)*, 11- Kapos *et alii* (1993)*, 12- Kapos (1989), 13- Sizer & Tanner (1999), 14- Bierregaard Jr. *et alii* (1992), 15- R.K. Didham (dados não publicados)*. Destacamos com * as fontes citadas exclusivamente por Laurance *et alii* (2002) e que não fazem parte da nossa lista bibliográfica neste capítulo.

inclusive dentro de um único estudo, como exemplificado por Newmark (2001), em que só 52-65% dos gradientes medidos em diferentes dias mostraram um comportamento repetido e esperado, indicando penetração média de efeitos de borda a distâncias de 60-94 m da margem florestal, dependendo do parâmetro avaliado; isto também mostra que 35-48% dos gradientes medidos ao longo de vários dias não foram constantes e nem registraram as respostas esperadas, evidenciando uma grande variação temporal na temperatura do ar, intensidade luminosa e umidade relativa, o que faz o autor sugerir que os gradientes microclimáticos nas bordas florestais podem ser inerentemente dinâmicos e inconstantes, o que também contribuiria para o pequeno consenso (a respeito dos efeitos de borda) percebido por Murcia (1995) e comentado num parágrafo a seguir.

Os **efeitos biológicos diretos e indiretos** são muito menos conhecidos e previsíveis, e oferecem ainda maiores dificuldades para a determinação de até que distância da borda eles ocorrem, já que cada espécie pode responder diferentemente a cada fator abiótico modificado pela borda, e ainda apresentar diferentes respostas durante seus vários estágios ontogenéticos; nenhum estudo avaliou a importância relativa de efeitos diretos e indiretos sobre a distribuição e abundância de espécies junto à margem (Murcia 1995). Entre as típicas respostas da vegetação ao ambiente de borda, Gehlhausen *et alii* (2000) citam a maior presença de espécies exóticas, maior densidade de plantas arbóreas adultas e jovens, maior cobertura de arbustos e maior riqueza de espécies, mas Didham & Lawton (1999) não encontraram diferença na densidade da vegetação entre a borda e o interior, ao contrário de Venticinque (1996), que encontrou densidade sempre maior nas bordas. Todas as classes de trepadeiras são mais abundantes nas margens que no interior (Laurance *et alii* 2001, *et alii* 2002). As árvores mortas e quebradas concentraram-se no lado da borda exposto à ação do vento (Bierregaard *et alii* 1992, Laurance 2000a), enquanto as taxas de mortalidade de árvores também foram maiores nas margens que no interior da mata (Williams-Linera 1990a; Bierregaard *et alii* 1992; Noss & Csuti 1997; Laurance 1999b, 2000a, & Delamônica 1998, *et alii* 1997b, 1998, 2001, 2002; Gascon & Lovejoy 1998).

O mesmo não ocorreu com a taxa de mortalidade de plântulas, e estas mostraram um crescimento maior exatamente nas bordas (Williams-Linera 1990b, Bierregaard *et alii* 1992, Sizer & Tanner 1999, Laurance *et alii* 2002), onde também as taxas de recrutamento foram maiores (Kellman *et alii* 1998, Sizer & Tanner 1999), embora MacDougall & Kellman (1992) não tenham encontrado diferença na densidade total de plântulas, sugerindo que as taxas de germinação e estabelecimento sejam similares por todo o fragmento, embora 5 das 6 espécies analisadas detalhadamente tenham mostrado maior concentração de plântulas em locais mais iluminados (duas delas) ou mais sombrios (3 delas). Para as plântulas de espécies lenhosas, Sizer & Tanner (1999) sugerem que os efeitos de borda restrinjam-se apenas aos primeiros 10 m de distância da margem, mas Laurance *et alii* (1997a:508, 2002:608) mostram, citando os mesmos autores, uma penetração de 25 m, o que interpretamos como outra evidência do que consideramos ser uma tendência de W. Laurance em exagerar na abrangência e penetração dos efeitos de borda (tal tendência será discutida mais adiante).

A queda de fitomassa fina (principalmente folhas, mais poucas e pequenas flores, frutos e raminhos) foi bem maior a 10 m da borda no início (primeiro ano), mas em seguida voltou aos níveis normais aí; desde o início, esta deposição foi pouco afetada a 50 m da borda e não sofreu qualquer efeito a 100 m (Sizer *et alii* 2000). Já Laurance *et alii* (1997b) consideram "dramática" a perda de fitomassa arbórea, não reposta pelo recrutamento de novas árvores, chegando a 36% da fitomassa aérea nos 10 a 17 primeiros anos após a fragmentação. Outros processos ecológicos como polinização, dispersão de frutos e sementes e acúmulo de carbono também podem ser alterados pelos efeitos de borda (Laurance 2000a, *et alii* 1997a, 2002), o mesmo ocorrendo com a herbivoria por insetos (Meiners *et alii* 2000) e vários outros processos (Laurance *et alii* 1997a, 2002).

A variação da profundidade da borda (ou distância de penetração dos efeitos de borda) para os diversos efeitos biológicos diretos e indiretos parece ser quase tão ampla quanto para os efeitos abióticos já mostrados (ver Laurance 1997a, 2002). Isto dificulta ainda mais determinar um valor (ou uma faixa de valores) que possa ser assumido como uma suposição razoável da distância de penetração dos efeitos de borda num fragmento florestal quando não tivermos estudos ou medições no local. Laurance *et alii* (1997a), invocando o princípio da precaução, afirmam que, para fins de manejo, seus valores das estimativas de máxima penetração dos efeitos de borda devem ser duplicados, o que pode ser um certo exagero. Parece razoável e prático supormos que a penetração dos efeitos de borda microclimáticos e vegetacionais se dá por

uma distância correspondente a pelo menos **duas vezes a altura do dossel** (DeLong & Kessler 2000), mas devemos sempre ter em mente que tais efeitos são extremamente variados e podem, em vários casos, ficar bastante aquém ou além desta suposição prática.

Pouco é conhecido a respeito do impacto da criação da borda sobre a flora como um todo, e também a respeito de como a flora da margem pode mudar ao longo do tempo sucessional (Matlack 1994). Embora muitas espécies pareçam ter maior crescimento ou recrutamento próximo das bordas, todas as espécies que tiveram maior preferência pela margem também foram encontradas no interior da mata a até 40 m da borda, demonstrando que as oportunidades para seu estabelecimento e crescimento também ocorrem de certo modo dentro da floresta intacta (Matlack 1994) ou que o efeito de borda se estende a até mais de 40 m da margem, que foi a maior distância da borda examinada pelo autor e onde algumas poucas espécies com distribuições orientadas pela borda tiveram seu pico de ocorrência. A composição de espécies na margem foi diferente da no interior de uma "mata de altitude perenifólia" (Jose *et alii* (1996), o que também foi verificado em outras florestas temperadas, como uma pluvial australiana (Fox *et alii* 1997), uma decídua (Fraver 1994) e uma mista de coníferas e latifoliadas (Young & Mitchell 1994), mas tais resultados são o contrário do encontrado por Williams-Linera (1990a) em uma mata tropical. Também Laurance (1999b, *et alii* 2002) atribui um grande impacto dos efeitos de borda sobre a composição das comunidades de plantas, especialmente nos menores fragmentos.

Matlack (1994) reconhece um efeito da distância da borda sobre a composição geral de espécies, mas, como Palik & Murphy (1990), não chega a concluir se a margem e o interior são diferentes e nem apresenta a composição florística total, embora Murcia (1995) atribua a eles e também a Williams-Linera (1993), inexplicavelmente, conclusões deste tipo; nos 3 casos, os resultados mostrados e as próprias discussões parecem indicar padrões bastante complexos de variação da vegetação (em resposta a diferentes exposições solares, bem como diferenças de perturbações: tipos e intensidades delas e tempo decorrido após a última) ou, até mesmo, ausência de padrões da vegetação e, sim, respostas específicas de cada espécie (e até diferenças entre plântulas e adultos da mesma espécie, como em Williams-Linera 1992) a um provavelmente grande número de fatores, embora estas conclusões não tenham sido expressadas por aqueles autores. Outros autores mostram respostas específicas de grandes grupos taxonômicos (Luczaj & Sadowska 1997) ou de grupos ecológicos de plantas (Fox *et alii* 1997; Laurance *et alii* 1997a, 2002; Gehlhausen *et alii* 2000), embora nestes casos com razoáveis diferenças entre borda e interior. Gehlhausen *et alii* (2000) encontraram um declínio da riqueza de espécies herbáceas e também da riqueza geral à medida que aumentava a distância da borda.

Por outro lado, Murcia (1995) tem grande razão ao afirmar que os estudos sobre efeitos de borda são muito específicos de cada local e que os resultados não podem ser generalizados para produzir uma teoria universal de bordas. Ela aponta pelo menos 3 fatores que podem ter atuado simultaneamente para obscurecer alguns possíveis padrões gerais que ainda não tenham sido encontrados nas pesquisas já feitas: planejamento inadequado, falta de consistência na metodologia e simplificação excessiva na percepção da borda e de seus efeitos. Ela reconhece a dificuldade de se encontrar repetições em estudos no nível de paisagem quando tantas variáveis têm que ser consideradas, como a própria definição da borda (a partir da sua criação ou da manutenção dela, e o ponto exato onde começar a marcá-la) e todas as possíveis interações dela com outros fatores bióticos e abióticos, além do próprio dinamismo que a caracteriza. Tudo isto contribuiria para o pequeno consenso que há entre os resultados dos estudos sobre a existência e intensidade dos efeitos de borda, discrepância que pode levar a uma subestimativa dos possíveis efeitos prejudiciais da borda sobre a diversidade, a estrutura e o funcionamento dos fragmentos florestais (Murcia 1995).

Um modelo para a avaliação dos impactos de efeitos de borda em fragmentos de habitats naturais circundados por bordas artificiais ("induzidas") foi desenvolvido por Laurance & Yensen (1991), baseado na área e no perímetro do fragmento e na distância perpendicular atingida pelos efeitos de borda no interior dele (esta é a variável crítica, realmente variável e de complexa estimativa), tendo sido aplicado a campo por Laurance (1991) em fragmentos (1,4 a 590 ha) de matas pluviais australianas, que sofreram extração seletiva de madeira e mostraram notáveis alterações ecológicas a distâncias de 200 m da margem, e detectáveis mudanças a distâncias de 500 m (maior perturbação e espécies invasoras exóticas, cf. Laurance 2000a). Laurance (1991) atribui tais alterações a efeitos de borda, o que não nos parece convincente e cria uma dúvida importante, já que a maioria de seus dados é muito sugestiva de relacionar-se a clareiras naturais provocadas

por tempestades ou ciclones (como os casos estudados por Grove *et alii* 2000), o que parece ser admitido pelo menos parcialmente em Laurance *et alii* (1998:2037), e achamos que **não teria sentido considerar tais situações como "efeito de borda"**.

Laurance (1991) conclui, como Noss (1993), Gascon *et alii* (2000) e Laurance *et alii* (2002), que alguns destes efeitos podem "penetrar várias centenas de metros no interior de matas" em reservas tropicais, o que pensamos não ser freqüente, além de estar sujeito à mesma dúvida anterior. Segundo Laurance (1991), os fragmentos que estudou parecem não usualmente suscetíveis a danos recorrentes causados por ciclones ou fortes ventos (o que baseia nossa primeira dúvida), e que locais perto das bordas artificiais da mata eram excepcionalmente impactados em termos de danos estruturais e possuíam grande abundância de heliófitas. Aplicando seu modelo a fragmentos com efeitos de borda tão complicados (como ele mesmo reconhece), penetrantes e provavelmente incomuns, Laurance (1991) concluiu que as reservas na região deveriam ter mais de 2000-4000 ha (depende da forma) para garantir que mais de 50% da reserva não seja afetada por efeitos de borda, e que alterações ecológicas notáveis são esperadas em reservas de menos de 350-650 ha.

É evidente que tais conclusões não podem ser extrapoladas para outras regiões, em vista de todas as peculiaridades mostradas pelo autor, que inclusive reconhece "algumas notáveis vantagens" de pequenas reservas, e também porque Laurance & Yensen (1991) destacam que diferentes habitats circundantes dos fragmentos ou distintas idades das bordas, entre outros fatores, podem causar diferentes efeitos de borda no mesmo tipo de habitat considerado, dificultando extrapolações entre regiões mesmo com idêntico tipo de habitat original. Laurance *et alii* (1998) também aplicaram tal modelo aos fragmentos de mata amazônica estudados, considerando a distância de penetração dos efeitos de borda como 60 m (onde houve efeitos "evidentes") e 100 m (onde houve efeitos "moderados"), concluindo que fragmentos menores que 100 ha, embora possam ter importante valor em termos de conservação, provavelmente possuem características ecológicas marcadamente distintas daquelas da mata intacta, e afirmam que mesmo fragmentos bem maiores, como de 1.000 ha, podem ter "mudanças detectáveis" (considerando efeitos de borda "modestos" a cerca de 300 m da margem), especialmente se sua forma for irregular, com 45-85% de sua área sendo influenciada por tais efeitos, dependendo do formato do fragmento, o que novamente parece uma certa tendência de Laurance de ampliar exageradamente o que considera como efeito de borda e sua possível importância, o que foi ainda repetido por Cochrane & Laurance (2002). Segundo Laurance *et alii* (2002), seus resultados sugerem que fragmentos de mata pluvial menores que 100 ha serão rapidamente degradados pelos efeitos de borda e por extinções locais relacionadas com o pequeno tamanho dos remanescentes, o que consideramos outra generalização exagerada (Crome 1997:488 já alertava sobre a dificuldade de fazer generalizações em estudos sobre a fragmentação) e certamente não-válida para as MNs.

Buscando aplicar à conservação seus resultados do efeito de borda sobre ervas, arbustos (Matlack 1993 não incluíra este grupo) e plântulas das árvores de uma floresta temperada decídua, Matlack (1994) fixa-se no que chama de habitat do interior da mata e conclui que uma reserva projetada para proteger tal ambiente de mudanças vegetacionais nas bordas da mata deve incluir áreas distando mais de 92 m da borda mais próxima e que tenham sido estáveis nos últimos 100 anos, recomendações que vão de encontro à argumentação de Kellman (1996, & Tackaberry 1997), muito mais oportuna e realista. Matlack (1994) parece ignorar que muitas das espécies que já estão dentro de um pequeno fragmento (menor do que o seu suposto mínimo) muito provavelmente permanecerão ali durante o tempo necessário para diminuir e desaparecer o efeito de borda. Já Tabarelli *et alii* (1999) consideram que pequenos fragmentos, particularmente aqueles menores de 10 ha, podem efetivamente consistir inteiramente de habitat de borda, que, com o passar do tempo, se tornaria indistinguível, estrutural ou floristicamente, de uma margem de floresta; tais autores, portanto, prevêem uma futura e continuada degradação das condições dos pequenos fragmentos, o que não parece ser o caso da maioria dos remanescentes das MNs, se deixarem de ocorrer os impactos antrópicos atuais sobre eles.

Mudanças microclimáticas em fragmentos menores de 1 ha ou até em fragmentos maiores, mas com forma irregular, poderiam resultar na inexistência de microclima de interior de mata em tais fragmentos, segundo Young & Mitchell (1994) e Fox *et alii* (1997), mas seus dados não comprovam suas especulações. Também Matlack (1994) exagera em alguns pontos: a) ao considerar que uma área de 0,8 ha seria vulnerável à destruição por uma única queda de árvore, b) ao exigir uma estabilidade de mais de 100 anos para uma área ser considerada como conservada (na verdade, não há uma estabilidade absoluta por um tempo tão longo quanto este), e c) ao associar a garantia de sobrevivência do habitat interno a um afastamento tão grande das

bordas. Para nós, os efeitos de borda não significam uma total desestabilização da vegetação; são apenas mudanças que tornam a vegetação marginal (um pouco?) diferente, mas que não tiram o seu valor em termos de conservação e nem eliminam muitas ou a maioria das espécies que já estavam presentes na área. Propagar o contrário ou apresentar grandes exigências para as possíveis reservas é certamente um desserviço à causa conservacionista, além de cientificamente incorreto. O próprio Matlack (1994) mostra que a riqueza de espécies não foi consistentemente maior na borda, e que esta não parece servir como entrada para espécies ruderais ou invasoras; ele descreve como em algumas décadas os gradientes físicos na borda deixam de ser tão diferentes, e como várias espécies rapidamente param de responder a estes gradientes e passam a ser controladas (em estabelecimento, crescimento e reprodução) pelos gradientes das perturbações naturais da mata, enquanto outras espécies ainda continuam a refletir as condições históricas da instalação da borda.

A fisionomia da vegetação pode ter um efeito modulador sobre a intensidade dos efeitos de borda, por interferir na quantidade de radiação fotossinteticamente ativa que atinge a submata (Murcia 1995). A baixa estatura da vegetação das MNs dos Aparados, permitindo que maior quantidade de radiação chegue ao solo florestal, provavelmente facilita a regeneração de suas bordas, comparativamente às bordas do pinhal ou da mata atlântica de encosta, onde o porte muito maior da vegetação cria condições diferentes de borda, mais sombreadas e talvez mais dificilmente recuperáveis. Por outro lado, como os processos sucessionais ocorrem mais lentamente nas MNs (ver seção 4.14 do cap. 4), em função das menores taxas de crescimento de suas espécies arbóreas, mais tempo provavelmente é necessário para eliminar ou reduzir os efeitos da borda, em comparação com bordas do pinhal ou da mata atlântica de encosta.

As margens são dinâmicas (Young 1993, Williams-Linera 1993, Murcia 1995, Oosterhoorn & Kappelle 2000, Scariot 2000, Laurance *et alii* 2002), e as mais velhas mostram efeitos abióticos menores que as mais recentes, pois, à medida que a vegetação da margem recomeça a adensar-se algum tempo depois da criação da borda (o que nem sempre ocorre, cf. Didham & Lawton 1999), o impacto do ambiente externo do fragmento sobre este começa a diminuir (Williams-Linera 1990a, Meave *et alii* 1991, Camargo & Kapos 1995, Murcia 1995, Kapos *et alii* 1997, Laurance *et alii* 2002), caracterizando uma importante função protetora da borda (Didham & Lawton 1999; Gascon *et alii* 2000, 2001; Gehlhausen *et alii* 2000; Laurance *et alii* 2002) e simultaneamente uma indução do processo de regeneração florestal nas áreas adjacentes (Oosterhoorn & Kappelle 2000). Em relação a estas, por outro lado, Mesquita *et alii* (1999) e Laurance *et alii* (2002) discutem as conseqüências que diferentes coberturas vegetacionais em torno do fragmento podem ter sobre o efeito de borda no interior dele.

Palik & Murphy (1990), Williams-Linera (1993), Young (1993), Jose *et alii* (1996), Didham & Lawton (1999), Cadenasso & Pickett (2000), Gascon *et alii* (2000), Gehlhausen *et alii* (2000) e Oosterhoorn & Kappelle (2000) destacam a importância das perturbações pretéritas nas respostas da vegetação e das diferentes espécies aos efeitos de borda, retardando a regeneração ou alterando ao menos temporariamente os padrões dela. Por isto, os impactos das queimadas e do gado certamente terão que ser considerados no entendimento dos efeitos de borda e nas possíveis tentativas de redução ou supressão destes efeitos nos fragmentos remanescentes das MNs dos Aparados.

Palik & Murphy (1990) mostram as respostas independentes dos diferentes estratos vegetacionais ao ambiente físico e os possíveis efeitos sobrepujantes do pastejo, que podem encobrir ao menos temporariamente os efeitos de borda, através do favorecimento de espécies impalatáveis ou mais resistentes ao gado e da redução da abundância de espécies da borda (em função do pastejo), levando ao menos temporariamente à possibilidade de aumento das espécies de interior nos habitats das margens, devido à redução na competição entre os 2 tipos de espécie nas bordas. Cadenasso & Pickett (2000) confirmam que a borda funciona como um mediador do impacto de herbívoros, mas afirmam que é necessário considerar que espécie cada herbívoro danifica e como as plântulas reagem ao dano, já que elas respondem diferentemente ao dano provocado por cada espécie animal, pois algumas deixam apenas uma pequena porção do caule, enquanto outras removem apenas as folhas superiores e/ou a gema apical, o que afeta a capacidade de rebrote da plântula.

Nas MNs dos Aparados, porém, o processo de regeneração da borda raramente se completa, pois a freqüente ocorrência de queimadas nos campos junto às MNs e a passagem do gado (pastando a beira da MN e mantendo abertas trilhas e amplas regiões expostas) dificilmente permite o adensamento e a recuperação total da vegetação (o que também é descrito para a Amazônia por Didham & Lawton 1999, Gascon *et alii* 2000), que levariam à redução gradativa dos efeitos de borda e ao retorno da MN a uma situação mais

próxima da original. Apenas em locais bastante íngremes ou pedregosos pôde-se observar mais freqüentemente este processo, em áreas não queimadas nos últimos anos e onde o gado não podia penetrar ou tinha muita dificuldade para ter acesso, o que provavelmente fazia com que desistisse de passar por ali.

Williams-Linera (1990a) encontrou similar distribuição de lianas na borda e no interior da mata, ao contrário de sua expectativa de maior ocorrência delas na margem, como o registrado por Laurance *et alii* (2001, 2002); já Young (1993), Ewel & Bigelow (1996) e Schnitzer & Bongers (2002) destacam o papel das trepadeiras na redução das alterações microclimáticas nas bordas de floresta, pelo adensamento que promovem na vegetação destas áreas, fechando ou "cicatrizando" a periferia da mata. Nas MNs dos Aparados, tal papel é quase exclusivamente desempenhado por espécies arbustivas (especialmente de *Croton* e *Baccharis*, além de *Mimosa*, *Solanum* e *Eupatorium*), embora em alguns pontos também participem algumas trepadeiras (especialmente espécies de *Mikania*, secundariamente de Asclepiadaceae e *Passiflora*), mas, curiosamente, nenhuma espécie de trepadeira tem qualquer destaque nesta função, o que parece uma característica peculiar destas MNs e que parece diferenciá-las da maioria das matas tropicais, embora ainda não saibamos por que isto ocorre.

Trabalhos sobre o efeito de borda nas florestas brasileiras não-amazônicas são raros. Oliveira-Filho *et alii* (1997) verificaram ocorrer nas bordas maior freqüência de emaranhamento de lianas e as maiores taxas de incremento líquido tanto em densidade quanto em área basal; as bordas (todas antigas) apresentaram normalmente altura do dossel e tamanho médio das árvores maiores que no interior das matas, em aparente contradição com resultados de Lovejoy *et alii* (1986) para a Amazônia, onde bordas recentemente criadas tinham menor tamanho médio de árvores que o interior (o mesmo ocorreu nas bordas "fechadas" de Didham & Lawton 1999, e parcialmente nas "abertas"). Waldhoff & Viana (1993) encontraram degradação estrutural da mata a até pelo menos 50 m da borda, indicada por diferenças na altura média das árvores e na percentagem de cobertura vegetal ocasionada por "cipós"; o estudo não permitiu verificar se estaria havendo avanço, regressão ou equilíbrio na borda, mas apontou, como principais causas da degradação, a ação do vento, o aumento da luminosidade e a eventual passagem do fogo; entre as recomendações para atenuar tais efeitos, os autores sugerem o corte dos "cipós", o que também é considerado por Laurance *et alii* (2001) e Schnitzer & Bongers (2002). Nas MNs dos Aparados, não encontramos qualquer local em que a abundância de trepadeiras parecesse prejudicar a estrutura do componente arbóreo ou a regeneração dele, não havendo qualquer motivo para que se pense na redução ou eliminação das trepadeiras.

Na beira da estrada para o topo do Morro da Igreja, construída no início da década de 80 sobre algumas áreas então primárias de MN, encontramos locais muito indicados para uma tentativa de análise dos efeitos de borda na vegetação das MNs. O maior problema será individualizar os efeitos de borda dos provocados pelo gado, amplamente difundido em praticamente todos os fragmentos restantes na área. Em outros locais, a destruição das MNs ocorreu há bem mais tempo e torna muito mais difícil qualquer tentativa de análise retrospectiva deste tipo, especialmente pela inexistência de registros confiáveis sobre as perturbações e sobre as datas em que ocorreram, bem como sobre o início da fragmentação das MNs.

Apesar de algumas informações apresentadas nesta seção, ainda não podemos descrever os efeitos de borda na vegetação das MNs, nem predizer sua extensão e intensidade no interior dos remanescentes nos Aparados, e muito menos quanto tempo durarão tais efeitos, o que exigirá outro tipo de levantamento a campo e o acompanhamento do processo ao longo de vários anos ou, então, a comparação entre locais semelhantes mas com tempos de recuperação das bordas razoavelmente conhecidos (procedimento com validade discutida e confirmada por Foster & Tilman 2000). Parece-nos que o trabalho de Williams-Linera (1993), também em mata nebular e mostrando efeitos de borda relativamente restritos em extensão e bastante variáveis, pode antecipar várias informações que provavelmente serão verificadas nas MNs dos Aparados, enquanto os delineamentos e métodos de Gehlhausen *et alii* (2000) e Newmark (2001) também são muito recomendáveis.

Acreditamos, ainda, que as considerações nesta seção sirvam para dar uma idéia da situação atual das bordas da MN e para mostrar vários aspectos que terão que ser abordados ao descrever os problemas e verificar os padrões e processos envolvidos, bem como os mecanismos responsáveis pela (e o tempo necessário para a) recuperação da vegetação das MNs, além de, eventualmente, encontrar formas de atenuar os possíveis efeitos prejudiciais da borda e/ou possibilitar uma aceleração na dinâmica regenerativa da margem florestal, a partir de um conhecimento mais amplo dos fatores envolvidos e de um embasamento teórico adequado.

6.2.3. "A teoria da biogeografia de ilhas" e conservação

"There are no easy answers: the world is complex and it takes a large investment of time, energy and research funds to understand it. In general we must, at all times, be suspicious and sceptical of easy answers. ... Communities are complex but not incomprehensible. However, the cost of comprehension cannot include the sacrifice of reality." (Polis 1994:133).
[Não há respostas fáceis: o mundo é complexo e são necessários grandes investimentos de tempo, energia e verbas de pesquisa para entendê-lo. Em geral, devemos, em todos os momentos, suspeitar e ser cépticos em relação às respostas fáceis. ... As comunidades biológicas são complexas, mas não incompreensíveis. Entretanto, o custo da compreensão não pode incluir o sacrifício da realidade.]

A semelhança **superficial** entre um conjunto de remanescentes de uma vegetação intensamente fragmentada e um conjunto de ilhas oceânicas levou inúmeros pesquisadores (por exemplo, Wilcove *et alii* 1986, Pimm 1991:355, Bierregaard Jr. *et alii* 1992, Given 1994, Alcorn 1996, Bierregaard Jr. & Dale 1996, Guindon 1996, Laurance & Delamônica 1998, Borges 2000) a chamarem de ilhas de habitat ou "ilhas de vegetação" (ou "arquipélagos": Câmara 1991, McCoy & Mushinsky 1994, Kattan & Alvarez-López 1996, Richards 1996:449, Safford 1999a) os fragmentos remanescentes de diversos tipos de ecossistemas. O mesmo foi feito por autores trabalhando com comunidades naturalmente isoladas, como "ilhas orográficas" (Selvi 1997), "ilhas edáficas" (Carbutt & Edwards 2001), VRs (Meirelles 1990, Michelangeli 2000, Haig *et alii* 2000), campos rupestres (Giulietti *et alii* 2000), montanhas africanas cercadas por planícies (Grimshaw 2001) e até MNs (Sugden 1982, 1983; Vázquez-García 1995; Luna *et alii* 1999), ainda mais que a distribuição geográfica descontínua parece ser uma característica marcante das matas nebulares neotropicais (Hueck 1972; Rzedowski 1978, 1996; Young & León 1995). Um passo aparentemente natural de outros pesquisadores foi a tentativa de aplicar a estas "ilhas de habitat", geralmente áreas continentais recentemente isoladas, hipóteses geradas a partir da (assim chamada) teoria do equilíbrio da biogeografia de ilhas de MacArthur & Wilson (1963, 1967), o que foi inicialmente apoiado e recomendado por D.S. Simberloff (1974), cuja posição posteriormente foi bastante diferente e mais crítica (ver Simberloff 1997); porém, a analogia entre arquipélagos verdadeiros e "arquipélagos criados" por fragmentação parece cada vez mais frágil (Mac Nally & Lake 2000) e limitada (Pires *et alii* 2002).

Esta teoria foi desenvolvida independentemente por Eugene Munroe e por MacArthur & Wilson (Brown & Lomolino 1989, 1998; Wilkinson 1993), mas Ernst Mayr, em 1933, já havia apresentado idéias equivalentes (Futuyma 1998) às da teoria que atualmente é associada somente a MacArthur & Wilson. Esta teoria explica a relação entre área e número (riqueza) de espécies como o produto de um equilíbrio entre as taxas de colonização e extinção; o efeito da distância da fonte de colonização também foi incluído na tentativa de explicar as relações entre área e riqueza de espécies em ilhas próximas e distantes (Schoener 1988, Williamson 1988, Fowler *et alii* 1991). Inicialmente denominada "uma teoria" de zoogeografia (MacArthur & Wilson 1963), em 4 anos tornou-se "a teoria" da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967) e teve grande influência nas décadas de 70 e 80 por sua simplicidade e universalidade, quando a abundância de publicações e tentativas de aplicações dela deram a falsa impressão a muitos cientistas e conservacionistas de que ela era a teoria básica para a conservação (Shafer 1990:102); avaliações recentes mostram que muitos (geralmente biogeógrafos americanos) ainda a tratam entusiasticamente e usam-na como fonte de inspiração, mas outros tantos (normalmente biogeógrafos europeus) praticamente ignoram "a teoria" e continuam à procura de explicações mais convincentes para os padrões mostrados por áreas e espécies (Williamson 1989).

Realmente existe uma relação empírica entre área e riqueza de espécies, um dos padrões mais antigos e melhor documentados em ecologia de comunidades (Crawley & Harral 2001) e uma das poucas generalizações válidas em ecologia (Hanski 1994), aproximando-se mesmo de ser uma regra, mas já estudada e conhecida por 2 séculos (Shafer 1990, Lomolino 2000a), e não há evidências de que seja causal ou indireta. O efeito da área está relacionado a vários outros fatores (Williamson 1988, *et alii* 2001), como número de habitats (Gleason 1922; Simberloff 1982, 1986; Shafer 1990; Crawley & Harral 2001), heterogeneidade ambiental dentro de um mesmo habitat (Williamson 1988, 1989, *et alii* 2001; Huston 1994:37; Köchy & Rydin 1997; Crawley & Harral 2001), tipo de ambiente em torno dos locais considerados (o qual pode ser uma barreira mais ou menos efetiva e/ou seletiva para cada espécie; Doak & Mills 1994, Pires *et alii* 2002) e

até processos históricos e evolutivos, mostrando-se muito mais complexa que pensávamos (Doak & Mills 1994, Whittaker 1998, Lomolino 2000a, Margules & Pressey 2000, Crawley & Harral 2001, Willis & Whittaker 2002), e se estes fatores forem mais importantes que a área na determinação da riqueza de espécies, então o uso prático da teoria significa um perigo (Fowler *et alii* 1991).

Além disto, são fracas as evidências de que exista um equilíbrio dinâmico na riqueza de espécies, pois tais evidências não estão livres de outras interpretações, e vários estudos não confirmaram este equilíbrio (Gilbert 1980, Shafer 1990, Boecklen & Nocedal 1991, Fowler *et alii* 1991, Huston 1994, Morsello 2001), e tão freqüentemente se demonstrou que esta idéia é incorreta, após repetidos testes, que a teoria tem sido seguidamente rejeitada (Brown 1981). Por outro lado, esta teoria trata apenas da diversidade agregada, sendo incapaz de qualquer consideração sobre o destino individual de cada espécie (Doak & Mills 1994, Harrison 1994, Marini-Filho & Martins 2000, Morsello 2001), além de considerar que as populações intercambiariam indivíduos sem limitações em uma área, enquanto hoje se sabe que as populações geralmente se dividem em grupos locais, com limitado intercâmbio de indivíduos (Marini-Filho & Martins 2000).

Portanto, a aplicação de tal "modelo cheio de problemas" e limitações (Fowler *et alii* 1991) a questões práticas da conservação gerou grandes polêmicas (e Spellerberg 1998, entre outros, questiona o uso de uma teoria de ilhas para áreas continentais), ainda mais acentuadas com o desenvolvimento de reinterpretações a partir da teoria original e mesmo de outras idéias que nem faziam parte da teoria, como a melhor forma para uma reserva (Blouin & Connor 1985, Kunin 1997) e se uma reserva grande seria melhor que duas ou mais reservas menores mas com a mesma área total (este é o segundo princípio proposto por Diamond 1975, gerador da questão SLOSS: "single large or several small"; ver também Shafer 1990:94, Morsello 2001:87-92), ambas muito bem abordadas por Simberloff (1982, 1986, 1988) e Shafer (1990). Quinn & Harrison (1988) demonstram que, para vertebrados, plantas terrestres e insetos, as maiores riquezas de espécies encontram-se consistentemente (29 em 30 casos analisados) em menores e mais numerosas áreas que em maiores e poucas, considerando-se a mesma superfície total, confirmando as evidências contrárias a Diamond apresentadas por Simberloff & Abele (1982), Järvinen (1982), Simberloff & Gotelli (1984), entre outros, embora a riqueza em espécies vegetais de algumas vegetações arbustivas africanas ("fynbos") mostre comportamento contrário (Bond *et alii* 1988), parecendo ser uma exceção.

Vertebrados geralmente são considerados especialmente suscetíveis à extinção em pequenos fragmentos (cf. Soulé *et alii* 1992, Pattanavibool & Dearden 2002, Pires *et alii* 2002, entre outros), mas conjuntos de pequenos fragmentos de escrubes (até 10 ha) freqüentemente conservam mais espécies deles que um único fragmento grande, além de não haver tendência de os pequenos fragmentos apresentarem-se depauperados (McCoy & Mushinsky 1994), e embora 60% das espécies tendam a ter maior abundância nos fragmentos maiores, a variação explicada pela área do escrube é geralmente baixa, e a abundância das outras 40% não tendeu a ser maior nos maiores fragmentos, além de várias das espécies raras aparentemente manterem populações relativamente grandes em certos fragmentos pequenos (McCoy & Mushinsky 1999). Boa parte destes resultados contraria os de Soulé *et alii* (1992), obtidos em escrubes costeiros californianos, que concluíram pela superioridade de reservas maiores em relação a menores (mas em maior número).

Manchas de habitat florestal pequenas e geograficamente separadas quase invariavelmente suportam mais espécies vegetais que uma mancha de floresta com a mesma superfície total, porque as pequenas manchas cobrem melhor a diversidade de habitat disponível (Honnay *et alii* 1999), o que é válido também para os lodaçais ou banhados ("mires") dominados por *Picea abies* ou *Pinus sylvestris* (Virolainen *et alii* 1998), onde a forma dos "mires" (tamanhos de 0,02-15 ha, média de 0,6 ha em *Picea* e de 2,4 ha em *Pinus*) em nada influenciou (para uma revisão da terminologia e caracterização dos "mires", ver Wheeler & Proctor 2000, Bragg & Tallis 2001). Apesar disto, autores recentes e importantes como Fernandez (1997) e Miller (1997a) continuam a apresentar a forma "compacta" ou "redonda" como princípio ou elemento básico no estabelecimento de reservas, contrariando Blouin & Connor (1985) e Kunin (1997), e seguindo Wilcove *et alii* (1986) e outros, o que não nos parece adequado e nem aceitável. Kunin (1997) mostra que a forma de uma reserva deve variar em função do tamanho dela, tornando-se mais alongada se tiver tamanhos cada vez maiores, já que nestes casos os efeitos de borda serão relativamente menos importantes, ao mesmo tempo em que formatos menos arredondados ampliam a variabilidade ambiental e a riqueza incluída na reserva.

Embora de certo interesse teórico, a maior parte destes assuntos é de pequeno valor prático para o manejo de sistemas fragmentados (Saunders *et alii* 1991, Shafer 1995, Gascon *et alii* 2001), para os quais é

de limitada importância (Whittaker 1998, Mac Nally & Lake 2000), ou não é relevante para a prática conservacionista, por ser claramente uma base inadequada para a ecologia aplicada a problemas ambientais (Shrader-Frechette & McCoy 1993:78-9), além de as supostas lições da teoria do equilíbrio terem desviado a atenção do objetivo principal do planejamento de reservas, que é determinar quais habitats são importantes e como mantê-los (Simberloff 1986). Adicionalmente, na maioria das regiões hoje em dia, não há alternativas para escolher e a conservação tem que ser feita nas poucas áreas relativamente preservadas que restaram, ou seja, no que é possível, e não no que seria desejável. Tudo isto, porém, não impediu a utilização ou consideração desta teoria em trabalhos recentes, como o de Ranta *et alii* (1998), para Pernambuco, apesar da irrelevância e dos problemas apresentados por ela. Consideramos que esta teoria não é útil para a discussão de aspectos da conservação nos remanescentes e fragmentos das MNs dos Aparados, e, portanto, não recomendamos tentativas de usá-la nesta formação. As conclusões de Virolainen *et alii* (1998, em negrito) parecem perfeitas para encerrar algumas das questões levantadas anteriormente nesta seção: **áreas grandes devem ser protegidas para minimizar extinções** (e também porque algumas espécies de vertebrados necessitam delas)**, e manchas pequenas, para maximizar a diversidade de espécies, sendo essencial atentar para as mais valiosas e vulneráveis manchas de habitat, independentemente de seu tamanho ou sua forma**.

Confirmando o crescente abandono da teoria de MacArthur & Wilson no planejamento ambiental, afirmado também por Schelhas & Greenberg (1996b) e Whittaker (1998), pelo menos 2 novos temas têm sido apontados para substituir a biogeografia de ilhas como referência ou paradigma para decisões ou recomendações sobre conservação: metapopulações (Harrison 1994, Shafer 1995, Hanski & Simberloff 1997, Hanski 1999, Marini-Filho & Martins 2000, Morsello 2001) e corredores ecológicos (Fonseca *et alii* 1997). Sobre as primeiras, Lande (1988), Doak & Mills (1994) e Lawton *et alii* (1994) mostram a sua possível importância para a prática conservacionista, mas a excelente revisão de Harrison (1994) e ainda Husband & Barrett (1996) demonstram que o sucesso delas talvez só seja possível no caso de espécies muito bem bem-estudadas, concluindo que o seu valor para a biologia da conservação é análogo ao da teoria da biogeografia de ilhas: sugere hipóteses para testar e dados para obter, mas não produz generalizações eficazes e nem fórmulas de fácil uso (Harrison 1994, Hanski & Simberloff 1997), até mesmo pela minoritária ocorrência de metapopulações clássicas e pela grande variedade de estruturas espaciais das populações (Harrison & Taylor 1997). Sobre os corredores, ver a próxima seção.

Finalmente, deve-se considerar ainda que a teoria do equilíbrio de MacArthur & Wilson já não é mais aceita nem como paradigma para a biogeografia de ilhas (Brown & Lomolino 2000, Heaney 2000, Lomolino 2000b,c), mas tal rejeição não impede que Hubbell (1997) faça uma "generalização direta" dela, unindo-a com a teoria da abundância relativa de espécies e criando uma "teoria unificada", que teria, segundo seu autor, possíveis implicações para a biologia da conservação (não exploradas no artigo, mas que talvez constem de um livro publicado por Hubbell em 2001, que ainda não conhecemos; sobre este, ver as análises favoráveis feitas por Brown 2001, Mazancourt 2001, Mangel 2002, Silander Jr. 2002 e Knapp 2003). Se, como pensam alguns, a função das teorias é induzir pesquisas que as tornem obsoletas (Rokas 2001), é possível que "a teoria da biogeografia de ilhas" já tenha cumprido o que poderia ser esperado dela, pelo menos em relação a alguma eventual utilidade para as estratégias de conservação da biodiversidade.

6.2.4. Corredores

Eles foram, provavelmente, o maior modismo da década de 90 na área conservacionista, e podem estar substituindo o domínio da "teoria da biogeografia de ilhas" na tentativa de aplicação de supostos conhecimentos científicos à prática da conservação. Um dos temas mais ardorosamente defendidos dentro da biologia da conservação, mas talvez dos menos efetivamente conhecidos e avaliados, a discussão sobre corredores biológicos está geralmente associada a idéias ou palavras fortes, como "obsessão" (Franklin 1993), novo paradigma (Fonseca *et alii* 1997, Côrte 2000), "barganhas" (Simberloff *et alii* 1992), inovação e integração (Côrte 2000), "paradigma inovador" (Landau & Fonseca 2001), bem como a crenças e fé quase cegas. No entanto, sabemos poucos detalhes sobre os movimentos dos animais através das paisagens (Wiens 1997, Kelly 2002, Bhattacharya *et alii* 2003, Clevenger *et alii* 2003; um exemplo brasileiro é mostrado por Pires *et alii* 2002), e nosso conhecimento sobre os princípios básicos que determinam a efetividade de corredores é extremamente limitado (Harrison 1992).

Muitos pesquisadores criticam as recomendações de estabelecimento de corredores. Tais críticas baseiam-se na insuficiência de dados para concluir sobre eles (Simberloff & Cox 1987, Shafer 1990, Simberloff *et alii* 1992, Fernandez 1997, Hanski 1999, Metzger 1999, Schwartz 1999, de Lima *et alii* 2001, Primack *et alii* 2001), já que menos da metade dos estudos empíricos encontrou evidência que comprove a utilidade dos corredores (Beier & Noss 1998). Os críticos dos corredores baseiam-se também na falta de estudos que confirmem a função biológica deles (Franklin 1993, Mann & Plummer 1995, Briggs & Walters 1997, Rosenberg *et alii* 1997), em parte justificável pela dificuldade de realizar testes neste tema (Hobbs 1992, Metzger 1999, Haddad *et alii* 2000, Noss & Beier 2000, Perault & Lomolino 2000). Além disso, há o grande custo de muitos corredores, a pequena comprovação de seu uso por animais e a quase inexistência de análise dos movimentos de animais numa área através deles e por vias alternativas (Hobbs 1992. Simberloff *et alii* 1992).

Outros autores, porém, ainda preferem acreditar na importância ou vantagem dos corredores (Hobbs *et alii* 1990; Saunders *et alii* 1991; Saunders & Hobbs 1991; Harrison 1992; Noss 1993; Given 1994; Shafer 1995; Fonseca *et alii* 1997; Goerck 1997; Metzger & Décamps 1997; Miller 1997a; Beier & Noss 1998; Laurance & Laurance 1999; Laurance 1999b; Lima & Gascon 1999; Metzger *et alii* 1999; Côrte 2000; Gascon *et alii* 2000, 2001; Lindenmayer *et alii* 2000a; Arruda 2001; de Lima *et alii* 2001; Dourojeanni & Jorge Pádua 2001; Mech & Hallett 2001; Vio 2001; Couvet 2002), vários deles apenas por suporem que os animais se deslocariam através de áreas lineares (locais com comprimento muitas vezes superior à largura). Dentre os autores com tal posição, destacamos a sugestão de Harris & Scheck (citada por Noss 1993:59) de que "quando pouco é conhecido sobre a biologia da espécie envolvida", a largura apropriada deve ser medida em quilômetros. Ora, como pensar em corredor para uma espécie praticamente desconhecida? E investir vultosos recursos (corredores de quilômetros de largura) num projeto que mal conhece a espécie visada? Acreditamos que tal tipo de (des)consideração é bem representativa de uma certa falta de seriedade que envolve muitas das discussões sobre corredores e que geralmente as afastam de procedimentos baseados em técnicas ou conhecimentos científicos. Laurance & Laurance (1999), numa conclusão preliminar, sugerem que corredores de no mínimo 200-300 m de largura poderiam ser suficientes para muitas espécies florestais de pequenos vertebrados (menos de 20 kg de massa).

As posições claramente divergentes entre tantos pesquisadores e a falta de evidências experimentais que comprovem o sucesso de corredores em reduzir as taxas de extinção populacional e/ou em manter a diversidade genética (Bolger *et alii* 2001, Mech & Hallett 2001) tornam a questão dos corredores **muito controversa e ainda totalmente indefinida**.

Côrte (2000) afirma que estudos e pesquisas científicos baseiam o projeto de Corredores Ecológicos da Amazônia e Mata Atlântica desenvolvido pelo Ibama (Dias 1998:195-6, Arruda 2001). Porém, somos bastante céptico com relação a este projeto, por percebermos a incapacidade de este órgão implantar e manter suas já restritas unidades de conservação, o que nos leva a considerar tal projeto de Corredores como mera propaganda e a questionar a aplicação desta "alternativa às 'ilhas ecológicas' " (Dias 1998:195) e deste "novo conceito de conservação" (Côrte 2000), diante da lamentável situação da maioria das unidades de conservação administradas pelo Ibama (ver seção 6.2.11), as quais deveriam ser uma de suas maiores prioridades e receber um tratamento muito mais sério.

Simberloff *et alii* (1992) mostram uma variedade de situações tratadas como "corredores", o que ajuda a compreendermos as confusões em torno deles. A literatura é contraditória também por causa de usos ambíguos do termo corredor, freqüentemente empregado para descrever componentes da paisagem com diferentes funções (Rosenberg *et alii* 1997). Duas destas funções têm sido bastante enfatizadas, caracterizando corredores como: 1) elementos lineares da paisagem e minoritários em relação ao(s) elemento(s) dominante(s) (matriz), podendo estar isolados ou mais comumente ligados a vegetações similares; 2) manchas estreitas de vegetação que facilitam o movimento entre manchas de habitat, prevenindo assim o isolamento de populações (Rosenberg *et alii* 1997). A primeira caracterização enfatiza a forma, composição e o contexto (corredor como habitat), enquanto a segunda destaca a função de movimento (corredor como via-de-passagem). Embora ambas não sejam contraditórias ou mutuamente exclusivas, Rosenberg *et alii* (1997) consideram importante distingui-las (como também fizeram Simberloff *et alii* 1992, Noss 1993, Given 1994:92, Spellerberg 1998, Bolger *et alii* 2001) e recomendam decidir qual delas é a principal função em cada caso.

A distinção de Rosenberg *et alii* (1997) define operacionalmente 2 elementos da paisagem: **1)** um **corredor** é um elemento linear da paisagem que serve para movimento entre manchas de habitat, mas não obrigatoriamente para reprodução; assim, nem todas as necessidades de uma espécie precisam ser encontradas em um corredor; **2)** um **habitat** é uma mancha (ou coleção de manchas) que supre recursos necessários para sobrevivência, reprodução e movimentação; uma mancha de habitat pode produzir emigrantes (mancha-fonte ou "source") ou depender de imigrantes para manter suas populações (mancha-escoadouro ou "sink"; Pulliam 1988, Dias 1996, Rosenberg *et alii* 1997). Rosenberg *et alii* (1997) examinam detalhadamente tanto a "função habitat" quanto a "função corredor", esta em busca de evidências obtidas por estudos observacionais e experimentais, e mostram que a probabilidade de uma dispersão bem-sucedida através de um corredor pode ser representada por 3 eventos sucessivos: a probabilidade de encontrar o corredor, a probabilidade de selecionar o corredor, e a probabilidade de atravessar com sucesso o corredor. Outro aspecto teórico muito importante é explorado por Puth & Wilson (2001), ao tratarem corredores e margens ("boundaries") como os extremos de um gradiente de permeabilidade, que diferem em seus efeitos sobre as taxas e os sentidos dos fluxos ecológicos, embora tradicionalmente sejam vistos como estruturas da paisagem separadas e não-relacionadas, o que certamente deve ser abandonado diante desta visão mais completa, que permite aperfeiçoar as estratégias traçadas para atingir as metas de conservação.

A conectividade, termo empregado em 1984 por Merriam (Tischendorf & Fahrig 2000) e em seguida por Fahrig & Merriam (1985), e que tem tido cada vez maior uso, não se limita apenas a corredores (Dunning *et alii* 1992; Franklin 1993; Metzger & Décamps 1997; Rosenberg *et alii* 1997; Wiens 1997; Lindenmayer *et alii* 2000a, 2002b; Metzger 1999; Maina & Howe 2000; Bensusan 2001; Fischer 2001; Gascon *et alii* 2001; Puth & Wilson 2001; Moilanen & Nieminen 2002; Briers 2002), e nem os corredores a determinam (Tischendorf & Fahrig 2000), pois o grau de contribuição deles para a conectividade da paisagem depende da natureza dos corredores, da natureza da matriz inter-habitat e da resposta de cada espécie a ambos (Rosenberg *et alii* 1997, Beier & Noss 1998, Metzger 1999, Tischendorf & Fahrig 2000, Moilanen & Nieminen 2002). Além disso, o grau de conectividade necessário para manter uma população varia tremendamente com as propriedades dinâmicas da demografia dela, incluindo tamanho populacional, taxas de natalidade e mortalidade, e fatores genéticos, como nível de endogamia e variância genética (Harrison 1994, & Taylor 1997; Rosenberg *et alii* 1997; Hanski 1999; Mech & Hallett 2001), bem como com a própria dinâmica temporal da paisagem (Fischer 2001). Os corredores são **apenas uma** das várias possíveis estratégias ou alternativas de conservação a serem analisadas em cada caso (Simberloff & Cox 1987, *et alii* 1992; Franklin 1993; Noss 1993; S. Harrison citada por Mann & Plummer 1995; Rosenberg *et alii* 1997).

É provável que a atual obsessão com corredores reflita apenas nossa tendência de valorizar vertebrados, ignorando que os corredores não serão úteis para uma grande proporção das espécies (Franklin 1993) e são de pequeno valor direto para espécies vegetais, embora possam ser importantes para aves e grandes mamíferos (Given 1994, Briggs & Walters 1997), além de poderem apresentar sérias desvantagens, como servirem de vias de entrada ou disseminação de doenças e espécies exóticas (Simberloff *et alii* 1992, Schwartz 1999, Primack *et alii* 2001, Briers 2002) ou tornarem-se armadilhas mortais para indivíduos atraídos para eles e que não encontram neles as condições necessárias para sobreviver (Simberloff *et alii* 1992, Bolger *et alii* 2001, Primack *et alii* 2001). A aquisição de áreas para (ou a criação de) corredores necessita de recursos que poderiam ser empregados em outras alternativas, como a aquisição de maior área de habitat contínuo, recuperação deste ou de remanescentes próximos dentro da matriz, etc. (Simberloff *et alii* 1992, Franklin 1993, Rosenberg *et alii* 1997, Schwartz 1999).

Nenhuma discussão abstrata sobre corredores, sem dados, pode guiar adequadamente decisões sobre manejo e aquisição de áreas (Simberloff *et alii* 1992)!! Determinar se uma certa área linear serve como um corredor biológico ou como uma mancha de habitat terá que ser especificamente para uma espécie e uma paisagem (Rosenberg *et alii* 1997, Debinski & Holt 2000, Perault & Lomolino 2000, Primack *et alii* 2001). Cada possível corredor terá que ser avaliado individualmente (Perault & Lomolino 2000, Primack *et alii* 2001). E o ônus da prova deve ser daqueles que propõem gastar os escassos recursos para conservação estabelecendo corredores e não em habitats centrais ou nucleares (Schwartz 1999). O que é um corredor para uma espécie pode ser uma barreira para outra (Gaston 1994:152)! Corredores não são panacéia (Noss 1993, Shafer 2001)!! E é evidente que tudo isto se aplica a eventuais tentativas futuras de estabelecer corredores na região dos Aparados ou nas suas MNs.

Rosenberg *et alii* (1997) apresentam uma atualizada e objetiva análise dos corredores, que é altamente recomendada e aceita por nós, juntamente com as considerações de Simberloff (& Cox 1987, *et alii* 1992) e muitas das recomendações de Noss (1993) e Puth & Wilson (2001), as quais não serão objeto de detalhamento ou discussão aqui.

6.2.5. Estradas (e outras destruições lineares)

Não pretendemos aprofundar este assunto, por ser um aspecto ainda não muito problemático na região, onde o acesso à maioria das áreas é bastante precário, mas tentaremos dar uma rápida visão geral dos problemas ecológicos causados pelas estradas. Especialmente alguns números nos impressionam e fazem considerar mais seriamente tais problemas: **1 milhão de vertebrados morrem por dia** nas estradas dos Estados Unidos (Noss 1993, Forman & Alexander 1998, Bergallo & Vera y Conde 2001). Mas este país não tem exclusividade neste massacre, pois anualmente 7 milhões de aves na Bulgária e 5 milhões de répteis e anfíbios na Austrália têm idêntico destino (Forman & Alexander 1998, Bergallo y Conde 2001). Trabalhos recentes comprovam que os efeitos prejudiciais das estradas ocorrem tanto com vertebrados (Clevenger *et alii* 2003) como com invertebrados (Bhattacharya *et alii* 2003). Desconhecemos estimativas no Brasil (um dos poucos trabalhos que encontramos foi o de Brandt *et alii* 2001), mas o problema certamente existe, e o primeiro autor (DBF) registrou ter atropelado uma cobra (e conseguido evitar o atropelamento de outras 3, fazendo manobras de certo risco com o veículo) e alguns anfíbios, dentro da área do Parque Nacional de São Joaquim, e diversos anfíbios em outras estradas dos Aparados. Além disto, é muito evidente a ocorrência de carcaças e restos de animais no leito e na margem de praticamente todas as estradas.

Este certamente não é o maior problema causado pelas estradas, pois estas mortes geralmente têm mínimos efeitos sobre os tamanhos das populações (Forman & Alexander 1998). Segundo Reed Noss, presidente da "Society for Conservation Biology" (citado por Goodman 2000), "os biólogos estão começando a ver as estradas como o fator individual mais danoso no manejo florestal"; os inúmeros problemas ecológicos causados por elas, fragmentando populações animais, trazendo espécies invasoras para dentro das matas, aumentando o número de incêndios antrópicos e degradando aspectos abióticos dos ecossistemas fizeram o Serviço Florestal dos EUA propor a proibição da construção de novas estradas em grandes áreas que ainda não as possuem (Goodman 2000). No Brasil, uma estrada que cortava o Parque de Iguaçu (PR) chamou a atenção dos conservacionistas e da imprensa, ao ser reaberta ilegalmente e assim mantida durante longo tempo, em total desobediência a decisões governamentais e da justiça, e com sérios prejuízos para a biota do Parque, até ser finalmente fechada e destruída recentemente (Bergallo & Vera y Conde 2001). Também Nepstad *et alii* (2001) abordam-nas, só que dentro do contexto amazônico, analisando e criticando o plano do governo federal brasileiro de asfaltar, recuperar ou construir mais de 6 mil km de estradas na região.

Quatro excelentes revisões recentes abordam vários dos diversos tipos de efeito ecológico provocados por estradas: Andrews (1990), Forman & Alexander (1998), Spellerberg (1998) e Trombulak & Frissell (2000). As duas primeiras e a última concentram-se especialmente em animais e a terceira oferece uma abordagem mais equilibrada sobre plantas e animais; a segunda e a última tratam também de fluxos de água, sedimentos e substâncias químicas, menos abordados pelas outras. Nenhuma fornece grande quantidade de dados ou informações, mas todas referem uma ampla variedade de publicações a serem consultadas dentro de cada assunto de interesse. Hourdequin (2000) traz grande diversidade de assuntos ligados às estradas dos EUA especialmente.

Andrews (1990) revisa estudos que revelaram efeitos prejudiciais de estradas, como perda e modificação de habitats e populações, expansão de efeitos de borda até o interior de áreas naturais, subdivisão e isolamento de populações por sua ação como barreira, fonte de perturbação da vida selvagem, aumento de mortes e atropelamentos, ampliação do acesso humano com indesejáveis impactos sobre áreas não-perturbadas. A autora trata também dos "corredores de utilidade", isto é, ferrovias, grandes tubulações ("pipelines"), linhas de transmissão elétrica e canais, todos obviamente com estradas de acesso, incluindo a área da própria construção e as áreas laterais desmatadas ou revegetadas. Este tipo de "corredores" também sofre os impactos da compactação do solo e de corte da vegetação, mas a lenta recuperação de sua vegetação quase sempre é interrompida por novos cortes ou pela aplicação de herbicidas, afetando as populações de animais e plantas da área; para cada km de linha de transmissão, 25-40 ha são compactados (Andrews 1990).

Forman & Alexander (1998) tratam de animais e plantas nas margens das estradas, dos efeitos de estradas e veículos sobre animais (fuga e afastamento da área, mortes, efeitos de barreira e fragmentação de habitats), escorrimento da água, transporte de sedimentos e substâncias químicas, alterações no nível de paisagem provocadas por novas estradas, planejamento ambiental e mitigação dos impactos. Tais autores concluem que 15-20% das terras estadunidenses estão diretamente afetadas ecologicamente por estradas, o que demonstra a amplitude dos impactos e representa um desafio à ciência e à sociedade para que ambas engajem-se numa jornada de descobertas e soluções.

Spellerberg (1998) mostra os efeitos durante a construção, os efeitos a curto prazo de uma nova estrada e os efeitos a longo prazo; ele aborda ainda os efeitos da poluição sobre a biota e os ecossistemas, efeitos de borda e da fragmentação sobre vários tipos de grupos animais e vegetais (incluindo plantas invasoras, que têm sua dispersão facilitada; ver também Hourdequin 2000:64-75), aspectos das análises de impactos e monitoramento, e a necessidade de reparação e mitigação dos efeitos ecológicos das estradas, além de algumas áreas de pesquisa mais prioritárias e certos efeitos positivos das estradas.

Trombulak & Frissell (2000) revisam a mortalidade de animais durante a construção de estradas e por colisão com veículos, as mudanças no comportamento dos animais, as alterações no ambiente físico (pelo menos 8 características são mudadas: densidade do solo, temperatura, conteúdo de água no solo, iluminação, poeira, fluxo da água superficial, padrão de escorrimento e sedimentação) e químico, dispersão de espécies exóticas e mudanças nos usos de terras e água pelo homem.

Também não pode ser ignorada a atuação de "jipeiros" e pilotos de percursos "off-road" (de bicicletas, motos e carros), que têm crescido em número e cujos impactos sobre a vegetação e sobre a erosão em encostas têm aumentado proporcionalmente, embora não haja qualquer avaliação quanto a isto até o presente; a sumarização feita por Yorks *et alii* (1997) é importante para começarmos a ter uma noção dos efeitos de tais impactos sobre as espécies vegetais das matas escolhidas para estas atividades.

Os impactos de estradas em regiões de maior altitude são abordados por Young (1994), que examina aspectos do meio físico, padrões biológicos e transformações da paisagem que são afetados por estradas nos ecossistemas florestais montanos, e apresenta algumas recomendações para minorar os problemas levantados. O autor enfatiza a ampliação da acessibilidade, que permite a extração de produtos florestais e facilita a degradação ambiental. Siqueira (1992) apresenta breves considerações sobre a construção de rodovias em "matas de altitude" e sobre a recuperação das encostas junto às estradas. Scatena (1995) analisa brevemente os problemas e impactos decorrentes da construção de uma estrada em área de mata nebular porto-riquenha, bastante detalhados posteriormente por Olander *et alii* (1998), comparando trechos recém-construídos (6 meses) e trechos com 35 anos, bem como matas não-alteradas.

Entre os trabalhos que analisam os efeitos de estradas sobre a vegetação circundante e suas espécies, destaca-se o de Angold (1997), que estudou a composição de espécies de 14 sítios de "heathland" junto a estradas e fez observações e experimentos com algumas espécies selecionadas, incluindo análises químicas e, como fatores das estradas, o fluxo de tráfego e várias distâncias delas até os locais avaliados; a extensão dos efeitos de borda foi estreitamente correlacionada com o volume de tráfego, podendo ser detectados a até 200 m da rodovia mais movimentada. O crescimento das plantas vasculares foi aumentado junto das estradas, provavelmente devido aos óxidos de N das descargas dos veículos, mas houve diminuição na riqueza, abundância e vigor dos liquens junto da estrada, que poderiam ter sido afetadas pelas descargas dos veículos ou por um efeito secundário do aumento da capacidade competitiva das plantas vasculares (Angold 1997). Os liquens epifíticos são amplamente reconhecidos como sensíveis e práticos bioindicadores da qualidade do ar (Gordon *et alii* 1995), e seu comportamento deve ser observado nas MNs dos Aparados, pois eles representam parte bastante significativa do abundante componente epifítico destas, e sua perturbação seria indesejável, mas provável, em áreas perto de estradas que tenham grande fluxo de carros, o que ainda não ocorre na região.

Usher (1973) mostra algumas possibilidades de utilização de trilhas com finalidades educativas; embora ele não aponte explicitamente as estradas como parte de tal atividade, sua preocupação com os efeitos do pisoteio nas trilhas serve de indicativo para se considerar seriamente a inclusão das estradas já existentes como parte do percurso de tais trilhas interpretativas, pois é uma forma de simultaneamente aproveitar a infra-estrutura já implantada e reduzir o impacto do trânsito de visitantes sobre as áreas mais intactas das unidades de conservação; Gallet & Roze (2001) mostram o impacto das visitas de turistas e como o pisoteio por estes pode alterar a composição de espécies e a estrutura da vegetação, mesmo quando a cobertura vegetal

aparentemente se mantém. Yorks *et alii* (1997) fazem importantes considerações sobre o impacto do pisoteio e do tráfego de veículos sobre diferentes tipos de planta e sobre a resistência e resiliência (senso Gunderson 2000) destes a tais impactos, concluindo que os graminóides são as espécies mais tolerantes.

Outro aspecto positivo das estradas é que suas margens podem ter grande riqueza de espécies e mesmo de ambientes criados. Lagos, banhados, valas, diferentes ângulos de inclinação e exposição, manchas de arbustos ao invés de fileiras e diversas combinações de luz solar e sombra oferecem variedade de ambientes para as espécies na margem das estradas (Forman & Alexander 1998). A preservação tanto de habitats naturais (mantidos durante a implantação da estrada ou naturalmente recuperados após esta) quanto dos criados durante a sua construção (banhados, valas, paredões rochosos) é uma necessidade absoluta. Estes ambientes conservam muitos dos elementos da biota nativa (vários, inclusive, raros ou ameaçados) e, além disso, servem como atrativos e diversidade paisagística para motoristas e passageiros, que não ficam expostos a uma monotonia panorâmica que seria, até, perigosa, por provocar cansaço e/ou sono nos condutores dos veículos (embora isto não se aplique a qualquer das estradas que cortam as serras dos Aparados, mas é válido para várias estradas que cortam os campos do Planalto Sul-Brasileiro).

Também o uso de espécies nativas, discutido por Harper-Lore (1996) para as estradas estadunidenses, deve ser aplicado aqui, sendo um bom exemplo o efeito obtido por plantas de *Gunnera manicata* ao longo das estradas que descem os Aparados (e destacado por diversos viajantes com quem conversamos, todos curiosos e interessados sobre tal espécie) e mesmo no planalto, como na SC 438 próximo do mirante da Serra do Rio do Rastro, onde tais plantas instalaram-se naturalmente entre a estrada e a vegetação campestre. Já na SC 439, que teve sua parte mais íngreme recentemente asfaltada, as obras provocaram o desaparecimento de populações supostamente híbridas de *Leandra* e *Begonia*, que trazem à discussão vários argumentos desenvolvidos por Allendorf *et alii* (2001) sobre políticas de conservação em relação a híbridos (ver também O'Brien 1994a, & Mayr 1991; McElroy *et alii* 1997; Soltis & Gitzendanner 1999); os habitats antes ocupados por tais híbridos, além de serem destruídos, foram "ornamentados" com espécies exóticas (*Rhododendron simsii*, *Yucca* sp., etc.; ver cap. 3), em total contradição com uma necessária política de valorização dos recursos florísticos nativos nas proximidades de cada estrada, que também contribuiria para a conservação deles e para que os viajantes os conhecessem melhor.

Nos Aparados, a densidade de estradas é reduzida e ainda não parece ser um sério problema, embora seja evidente que o número de espécies ruderais junto às suas margens é muito maior que um pouco mais longe delas. A constatação de Young (1994) é totalmente aplicável para esta região, pois a acessibilidade propiciada pelas estradas é que tem permitido a exploração madeireira e de xaxim. Além disso, algumas destruições lineares geralmente associadas às estradas (beiras de estradas, caminhos sob redes elétricas, como a implantada entre Urubici e o CINDACTA, e sobre o gasoduto Bolívia-Brasil – ver próximo parágrafo) causam efeitos muito semelhantes aos abordados por Andrews (1990) ao tratar dos "corredores de utilidade".

Recentemente, a instalação do gasoduto Brasil-Bolívia, através da Serra da Rocinha, trouxe outro impacto de obras de engenharia sobre as comunidades naturais dos Aparados e de áreas planaltinas próximas, mas ainda não temos observações quanto aos seus efeitos sobre aspectos bióticos ou abióticos da Serra, que, no entanto, deve ser obrigatoriamente monitorada durante os próximos anos, até para garantir a segurança desta canalização, instalada ao longo de área naturalmente frágil, exposta a instabilidades geomorfológicas (Foto 19) e fortíssimas tempestades (Pellerin *et alii* 1997, Buss *et alii* 2000).

6.2.6. Espécies vegetais não-nativas (invasoras, ruderais, naturalizadas)

Em função do incremento no tráfego aéreo e do comércio mundial, tem crescido continuamente em todo o planeta o colossal problema das espécies não-indígenas, as quais facilmente destroem ecossistemas inteiros e os serviços produzidos por eles, substituem espécies nativas, privam animais autóctones de suas dietas normais, introduzem novos patógenos contra os quais as espécies nativas não possuem defesas, alteram os regimes dos ciclos de água e nitrogênio, e modificam o genótipo de espécies autóctones por cruzarem com elas (D. Simberloff, citado por Powledge 1998; Mooney & Cleland 2001), chegando a ser hoje a segunda maior ameaça às comunidades nativas, atrás apenas da destruição de habitats (Simberloff 1997, Keane & Crawley 2002); o comércio mundial também tem sido muito influente para a dispersão de fungos patogênicos (Palm 1999). As espécies vegetais invasoras causam tanto problemas ecológicos quanto econômicos; somente em 1999, nos EUA, os danos ambientais e as perdas nas colheitas causados pelas plantas invasoras

totalizaram 138 bilhões de dólares (Stokes 2001); Campbell (2001), Kolar & Lodge (2001a) e Lee (2002) referem tal valor para todos os tipos de espécies não-indígenas (e não somente plantas), enquanto Ayala *et alii* (2000) mencionam um custo anual de 122 bilhões de dólares devido a espécies invasoras (não fica claro se apenas vegetais ou não).

O número de espécies invasoras ou naturalizadas em algumas regiões do planeta é extremamente preocupante; por exemplo, elas correspondiam a 29% da flora de Illinois e mostravam uma tendência de aumento durante os anos 70 (Henry & Scott 1981). Ainda piores são os efeitos destrutivos que elas têm causado sobre a biota nativa destas regiões, como o Havaí, onde este parece ser o mais grave problema ambiental do arquipélago; aí, já foram registradas 4.600 espécies vasculares não-nativas (Ward 1997); na Nova Zelândia, também as espécies introduzidas (mas especialmente mamíferos) são o mais grave problema ambiental (Craig *et alii* 2000), mostrando que as ilhas são especialmente vulneráveis aos impactos das espécies alóctones (Strasberg 1995). Na Austrália, há 2.300 (Williams & West 2000) a 3.000 espécies naturalizadas (Coates & Hopper 2000; em uma flora de 25.000 espécies nativas), das quais mais de mil são consideradas problemáticas (Williams & West 2000).

Na Nova Zelândia, há 2055 espécies nativas e 2071 exóticas naturalizadas (das quais 240 são problemáticas), além de 18.480 exóticas apenas em cultivo, fazendo com que o número de exóticas seja exatamente **10 vezes maior** que o de espécies de plantas indígenas (Williams & West 2000); Wilton & Breitwieser (2000) estimam 1896 espécies de espermatófitas indígenas (sendo 1566 endêmicas) na Nova Zelândia e 2108 espécies de espermatófitas exóticas (sendo 1732 totalmente naturalizadas e 376 "casuais"), mais cerca de 20.000 espécies de espermatófitas cultivadas. A Inglaterra tem uma situação parecida, pois possuía originalmente apenas 35 espécies nativas de árvores e arbustos, mas muitas outras foram introduzidas nos últimos séculos; a maioria destas ainda permanece apenas nas áreas onde foram plantadas, mas apresentam várias formas de adaptação às condições britânicas, enquanto algumas tornaram-se ecologicamente danosas, por reduzir a biodiversidade ou a autenticidade das paisagens naturais originais, pretéritas ou atuais (Peterken 2001).

Diversos termos (invasora, ruderal, alienígena, alóctone, exótica, adventícia, naturalizada, etc.) têm sido usados para tratar aspectos diferentes destes problemas. Embora tais termos tenham sentidos semelhantes (alguns até são sinônimos) e sejam muitas vezes aplicáveis para a mesma espécie, algumas peculiaridades podem ser atribuídas a cada uma destas palavras. Não-indígena, não-nativa, alóctone, adventícia, alienígena e exótica são termos que referem-se a uma espécie que não ocorria anteriormente num ecossistema e cuja introdução foi relativamente recente e quase sempre decorrente de atividades antrópicas, direta ou indiretamente. Ou seja, tais termos expressam a **origem** da espécie e opõem-se a indígena, nativa e autóctone, que expressam a ocorrência natural da espécie na região em consideração: ou a espécie ali se originou ou há bastante tempo ela ali está instalada por seus próprios meios e sem ter sido introduzida pela espécie humana.

Invasora, ruderal e naturalizada são termos que se referem mais ao **comportamento** da espécie, quase sempre não-nativa, que tem um crescimento rápido ou "agressivo" (invasora, também chamada inço ou planta daninha, quando tal planta ocupa área cultivada com outra espécie e torna-se indesejável), geralmente em habitat perturbado ou cultivado; ou que costuma acompanhar a espécie humana ou dela depende (ruderal; "de ruínas ou escombros"), instalando-se junto ou próximo a obras do homem, como moradias, terrenos baldios, vias públicas, etc. (ver, por exemplo, Carneiro 1998, & Irgang 1999); ou que tem condição de, mesmo não sendo nativa, regenerar-se em habitat pouco alterado pelo homem (naturalizada), podendo aí ser invasora "agressiva" ou planta com ocorrência e crescimento pouco destacados. O conceito de ruderal adotado por Tabarelli *et alii* (1999, afirmando seguirem o sentido dado por Grime 1977) nada tem a ver com o aqui discutido e nem com os usos mais tradicionais, o que nos faz considerá-lo não-recomendável: tais autores classificaram como ruderais mais de 6 dezenas de espécies lenhosas nativas, a grande maioria delas considerada pioneira por outros autores.

As espécies invasoras tanto podem alterar a trajetória evolutiva de espécies nativas quanto elas mesmas podem evoluir em resposta às interações com as nativas e/ou em resposta aos novos ambientes abióticos (Mooney & Cleland 2001, Peterken 2001, Sakai *et alii* 2001, Solé-Cava 2001, Grosholz 2002, Lee 2002, Sheldon 2002). Rhymer & Simberloff (1996), Soltis & Gitzendanner (1999), Brito & Fernandez (2000), Allendorf *et alii* (2001) e Wolf *et alii* (2001) mostram que a hibridação, com ou sem introgressão, freqüentemente ameaça populações de uma ampla variedade de táxons animais e vegetais, após influências de

atividades humanas, sendo uma possibilidade a de espécies invasoras hibridarem com espécies nativas raras ou ameaçadas. Assim, espécies alóctones podem contribuir para a extinção ou para agravar a situação de espécies nativas, através de esforço reprodutivo perdido em hibridações infrutíferas ou de redução da população reprodutiva se houver introgressão com a espécie invasora, sendo isto mais problemático se a espécie alóctone possuir densidade bem maior que a da nativa. Porém, deve-se reconhecer que a hibridação e a introgressão também podem ser fenômenos criativos, do ponto de vista evolutivo (Abbott 1992; Ellstrand *et alii* 1997; Arnold 1997, *et alii* 2001; Allendorf *et alii* 2001; Barton 2001; Burke & Arnold 2001; Lee 2002), apesar da descrença de Schemske (2000) e de serem concentradas em certas famílias e certos gêneros (Ellstrand *et alii* 1997). Além disso, a hibridação parece estimular a capacidade invasiva de diversas espécies alóctones (Ellstrand & Schierenbeck 2000, Lee 2002), inclusive de fungos patógenos (Brasier 2001).

Vários tipos de alterações ambientais provocadas por atividades antrópicas podem desencadear estas ameaças, especialmente modificações locais do habitat que misturam ou colocam em contato duas espécies anteriormente isoladas (como o que Anderson 1948 chamou de hibridação do habitat por intervenção humana) e mudanças regionais que causam a expansão da distribuição geográfica de um táxon sobre a distribuição de outro (Rhymer & Simberloff 1996). Anderson (1948) também reconheceu a possibilidade de ocorrer hibridação do habitat como fenômeno natural, que teria predominado em épocas anteriores ao domínio de nossa espécie no planeta, especialmente durante a criação de novos habitats, após a emersão de terras do oceano ou as glaciações, ou em áreas onde as associações (comunidades) de plantas estivessem ainda em instalação (caso das vegetações rupícolas dos Aparados); o autor considerava que a manutenção dos híbridos na Natureza somente poderia ocorrer com a hibridação do habitat; ele exemplifica com áreas dos EUA onde não houve derrubada total da vegetação lenhosa, mas cortes drásticos dela, construção de estradas e intenso pastoreio, que criaram locais adequados (ambientes híbridos) para a manutenção de híbridos interespecíficos, situação semelhante à encontrada nos Aparados. A desconcertante variação morfológica (Anderson 1948) e citológica, que geralmente acompanha a hibridação após algumas gerações, já foi verificada nos Aparados em *Fuchsia regia* (Berry 1989), sendo muito provável também em outros táxons (ver cap. 2, seção 2.9.11, bem como supostos híbridos citados na Tabela 2.5), o que parece indicar tal região como bastante suscetível à ocorrência de hibridação do habitat, pelo menos em diversas espécies nativas, sendo possível que o mesmo possa se dar com espécies alóctones invasoras.

As plantas mais provavelmente tornam-se invasoras em ambientes perturbados pelo homem que em habitats relativamente primários, bem como as regiões continentais tropicais possuem menores números (e percentuais) de espécies vasculares não-nativas que regiões continentais temperadas (Rejmánek 1996). Alguns estudo teóricos demonstram que a probabilidade de sucesso numa invasão deve diminuir com maior riqueza de espécies (o que já era suposto por Darwin) e maior intensidade das interações interespecíficas (Rejmánek 1996, Shea & Chesson 2002), mas isto não foi confirmado por Stohlgren *et alii* (1999, 2002), que concluíram que os padrões de invasibilidade dependem da escala espacial, do tipo de vegetação, da disponibilidade de recursos e de respostas específicas de cada espécie à herbivoria e a outras perturbações (ver também Lonsdale 1999). Poore (1992) considera que as áreas montanhosas, por serem essencialmente habitats insulares, freqüentemente são altamente suscetíveis a problemas em decorrência da introdução de organismos não-nativos, o que foi também verificado por D'Antonio *et alii* (2000), mas Stohlgren *et alii* (2002) verificaram que as áreas de maior altitude foram menos invadidas por espécies não-nativas que as de menor altitude.

Hengeveld (1989), di Castri *et alii* (1990), Pimm (1991:334-56), Huston (1994:318-41), Cronk & Fuller (1995) e Brundu *et alii* (2001) analisam detalhadamente diversos exemplos e processos de invasões, discutindo diferentes perspectivas, modelos de difusão, interpretações do fenômeno (estas também tratadas por Abbott 1992; Crosby 1993; Given 1993; Nilsson & Grelsson 1995; Vitousek *et alii* 1996; Williamson & Fitter 1996; Vitousek *et alii* 1997; Baskin 1998; Bellingham 1998; Daehler 1998; Dukes & Mooney 1999; Enserink 1999; Goodwin *et alii* 1999; Kaiser 1999; Levine & D'Antonio 1999; Lonsdale 1999; McKinney & Lockwood 1999; Stohlgren *et alii* 1999, 2002; Tilman 1999c; Callaway & Aschehoug 2000; D'Antonio *et alii* 2000; Mack *et alii* 2000; Prieur-Richard & Lavorel 2000; Rejmánek 2000; Sax & Brown 2000; Cadenasso & Pickett 2001; Gerlach Jr. 2001; Hobbs 2001; Kolar & Lodge 2001a,b; Mack & Lonsdale 2001; Mihulka & Pysek 2001; Mooney & Cleland 2001; Rejmánek & Reichard 2001; Rossman 2001; Sakai *et alii* 2001; Sax 2001; Stokes 2001; Byers *et alii* 2002; D'Antonio & Kark 2002; Ghazoul 2002; Keane & Crawley 2002; Lee 2002; Shea & Chesson 2002) e possíveis medidas de controle e/ou erradicação (estas também tratadas por

Malakoff 1999; Mack *et alii* 2000; Myers *et alii* 2000a,b; Van Riel *et alii* 2000; Simberloff 2001a,b; Zavaleta *et alii* 2001) e prevenção (Williams & West 2000, Campbell 2001), que não serão aqui abordadas. Não é demais lembrar que o desenvolvimento inicial da botânica catarinense deveu-se muito à campanha de erradicação desenvolvida contra os mosquitos transmissores da malária (ver Veloso & Calábria 1953), a qual envolveu também a remoção manual de um número gigantesco de bromélias nativas, embora estas nada tenham a ver com espécies "invasoras".

Em geral, acredita-se que as classes de espécie colocadas como título desta seção poderiam ter um desenvolvimento bem sucedido em bordas de floresta. Em mata temperada decídua, Matlack (1994) mostra que elas foram encontradas ocasionalmente mais próximas da borda que as espécies nativas e que também ocasionalmente demonstraram mais freqüentemente um padrão relacionado à margem, mas o contraste entre nativas e invasoras foi fraco e não refletido na densidade ou diversidade geral das invasoras. Cadenasso & Pickett (2001) verificaram que uma borda de mata com vegetação intacta pode funcionar como uma barreira física para a dispersão de sementes, reduzindo ou impedindo a entrada de espécies alóctones e, ainda, demonstrando a importância das bordas florestais densas e/ou regenerantes na preservação das características das matas nativas.

As margens das estradas são consideradas como habitats geralmente favoráveis à ocorrência, ampliação da abundância e dispersão de plantas invasoras ou exóticas (Andrews 1990, Olander *et alii* 1998, Spellerberg 1998, Trombulak & Frissell 2000), pois suas sementes podem ser carregadas e depositadas pelos veículos, e a turbulência do vento provocada pelos veículos também favorece o transporte de seus propágulos (Forman & Alexander 1998). Espécies lenhosas exóticas, muitas vezes plantadas nas margens de rodovias, podem invadir os ecossistemas naturais próximos, como ocorreu em Massachusetts (EUA), onde, em metade dos locais em que houve plantio deste tipo de espécie na beira de estrada adjacente a florestas, uma delas invadiu as matas nativas da região (Forman & Alexander 1998). Porém, as matas tropicais parecem ser mais impeditivas deste tipo de ocorrência que as temperadas.

No Paraná, Bolòs *et alii* (1991:179) mostram que não ocorreu uma entrada em massa de plantas ruderais, problema ocorrido no Chile central e meridional; aparentemente, a maioria das ruderais paranaenses é de origem tropical, tendo as européias uma posição bem mais secundária. Rambo (1960), no RS, discutiu profundamente a possível influência das espécies adventícias européias na flora regional, concluindo que o influxo delas nesta flora seria mínimo, com 92 espécies estando dependentes das alterações ambientais promovidas pelo homem ou pelos animais criados por ele, enquanto apenas 3 espécies haviam sido realmente incorporadas às formações vegetacionais nativas. Nos Aparados, as MNs, mesmo com todas as perturbações que têm sofrido, parecem bastante resistentes à invasão por espécies alóctones, pois encontramos apenas uma espécie deste tipo (*Duchesnea indica*) nelas, a qual também ocorreu na transição VR/MN, e uma outra espécie só foi encontrada nesta transição (*Lonicera japonica*), tendo tais espécies apresentado pequena abundância. A vegetação rupícola pareceu bem mais suscetível à invasão por plantas exóticas ou naturalizadas, já que cerca de uma dezena delas foi encontrada fazendo parte da flora rupícola, mas também com reduzidas abundâncias (ver cap. 3, seção 3.11).

Medeiros *et alii* (1995) mostram que 7 espécies exóticas são sérias ameaças às matas nebulares havaianas. Percebemos que 4 destas espécies são nativas no sul do Brasil: *Clidemia hirta*, *Psidium cattleyanum* (talvez a pior de todas as espécies vegetais introduzidas no Havaí, cf. Ward 1997:240), *Paspalum conjugatum* e *Tibouchina herbacea*, as duas primeiras apenas em regiões sul-brasileiras com baixa altitude. Outras 42 espécies foram identificadas como invasoras nas florestas nebulares havaianas, mas ainda sem representar grande risco para tais matas; os maiores impactos das espécies exóticas ocorrem nas matas nebulares de menor altitude, sendo que, acima de 1500 m de altitude, poucas espécies alóctones parecem representar séria ameaça às matas havaianas sob maior efeito dos ventos (Medeiros *et alii* 1995). Esta maior resistência das matas de maior altitude à invasão por espécies exóticas, também referida por Olander *et alii* (1998) para Porto Rico, é difícil de ser avaliada nos Aparados, onde nenhuma espécie exótica chegou a ser considerada uma ameaça grave; no entanto, tal ausência de invasoras muito problemáticas também pode ser considerada como uma confirmação desta maior resistência. Clifford Smith (citado por Ward 1997:240) afirma que a maior parte das ervas daninhas havaianas penetraram primeiro nas planícies, sendo depois transportadas daí para áreas com maiores altitudes (é possível que a interação com as queimadas, conforme D'Antonio *et alii* 2000, tenha influência nesta expansão). Este tipo de processo ocorrido no Havaí deve servir

de alerta para os Aparados e para todo o Brasil, a fim de que não se repitam aqui alguns dos terríveis erros e problemas que ocorreram lá e que são hoje considerados insolúveis e irrecuperáveis.

Howard (1968) menciona uma espécie de *Eleocharis* como a única a ampliar consideravelmente o número de indivíduos ao longo da trilha de estudo, durante os 3 anos de atividades de pesquisa em mata nebular de Porto Rico; tal espécie inicialmente formava colônias bem espaçadas, mas ao final já compunha amplos tapetes nas áreas de intenso pisoteio pelos pesquisadores. Espécies deste gênero parecem ter facilidade de colonizar MNs pisoteadas e pouco densas. Na Serra do Rio do Rastro, duas espécies nativas de *Eleocharis* também formaram extensos "gramados" em áreas de MN desbastada e pisoteada pelo gado, onde acumulava-se água e o sombreamento era esparso; estas espécies não ocorriam em áreas um pouco mais conservadas, e eram bastante baixas, o que poderia impedir ou dificultar o seu consumo pelo gado bovino e ajudaria a explicar a sua ampla ocorrência na área estudada.

Embora ainda não tenham sido encontradas em MNs, algumas espécies alóctones que aparentemente não seriam preocupantes mostraram-se capazes de vir a ser fonte de problemas no futuro, pelo menos em ambientes um pouco mais iluminados. Uma é *Impatiens sultani* Hooker, muito abundante e agressiva no Parque Botânico Morro do Baú, em Ilhota (SC), com eficiente dispersão e extraordinária colonização ao longo da estrada que corta a mata atlântica de encosta (DBF, obs. pess.), mas que talvez não consiga se instalar nas áreas mais altas e com densa MN neste parque. Outra é *Anthoxanthum odoratum* L., que, segundo a FIC (Reitz 1965-89), "não consta que se desenvolva espontaneamente no sul do Brasil" e tinha uma única coleta em SC, obtida de planta cultivada a centenas de km dos Aparados, e foi encontrada agora em área campestre dentro do Parque Nacional de São Joaquim, no Morro da Igreja (coleta DBF 8384); ela encontrava-se perto da estrada, o que novamente enfatiza o possível papel nocivo destas para a biota nativa, conforme discutido na seção anterior, mas sua dispersão também pode ter se dado através do gado; Burman (1985) informa que ela ocorre até o sul de MG, e lembra a importância de outras invasoras alóctones da tribo Poeae, com destaque para *Holcus lanatus* L., que atinge grande abundância em SP, e que também é bastante comum em áreas alteradas nos Aparados, da mesma forma que *Lolium*. A espécie alóctone mais preocupante nos Aparados é o tojo, *Ulex europaeus* L. (Fabaceae - Faboideae; coleta DBF 8537), de origem européia, que forma densos agrupamentos arbustivos no interior do Parque Nacional da Serra Geral, tanto ao longo de estradas como em beira de riachos e em algumas porções de campo, bem como ao longo de estradas no Parque Nacional de Aparados da Serra e igualmente ao longo de várias outras rodovias no planalto. Sobre a capacidade invasiva de espécies de *Pinus*, ver o penúltimo parágrafo da próxima seção.

6.2.7. Extração de lenha e xaxim, apicultura e monocultivo de *Pinus*

Além dos problemas discutidos nas seções anteriores, que atingem indistintamente todas as formações florestais do sul do Brasil, a retirada de madeira para a confecção de palanques de cerca (moirões) e algumas outras atividades talvez afetem mais particularmente as MNs.

As populações rurais que ocupam áreas próximas dos Aparados não possuíam (e a maioria continua sem possuir) alternativas ao uso de lenha para cozinhar alimentos e obter algum aquecimento durante as gélidas noites (ou mesmo dias) do inverno. A inexistência de eletricidade e dificuldades e custos no transporte e uso de gás impedem o consumo de outra fonte de energia por estes habitantes, tornando ainda mais difícil a sobrevivência humana nestas áreas. Assim, a derrubada de árvores (Fotos 41 e 44) ou a retirada de troncos mortos é um costume muito antigo, e indispensável para a vida destas populações. Infelizmente, porém, estes hábitos muitas vezes são mantidos nas cidades próximas, abastecidas com lenha retirada das MNs, quando existiriam outras alternativas menos danosas à conservação das matas nativas; este tipo de consumo amplia enormemente as áreas destruídas, somando-se a todos os outros fatores discutidos neste capítulo.

Embora possa parecer necessária ou pouco preocupante, tal atividade pode ter efeito decisivo sobre matas nas maiores altitudes, como comprovam Kok *et alii* (1995), que verificaram que o desmatamento em áreas próximas do limite altitudinal das árvores ("treeline" – ver Stevens & Fox 1991, Körner 1998, Sveinbjörnsson 2000) provocava o rebaixamento altitudinal deste, enquanto o desmatamento em áreas de menor altitude ainda parecia permitir uma regeneração da floresta, se a atividade pecuária implantada apresentasse baixa intensidade de pastejo. Também Luteyn (1999:19) e Wille *et alii* (2002) mostram tal rebaixamento do limite altitudinal das árvores ou matas em áreas de páramo andino, associado a queimadas e desmatamento para a exploração agropecuária. Mesmo entre 1000 e 1250 m de altitude, a extração seletiva de

madeira pode reduzir mais da metade da riqueza, densidade e área peitoral das matas montanas (Chittibabu & Parthasarathy 2000). Quanto ao uso de troncos e ramos de árvores da MN para palanques (postes ou moirões) de cerca, Guindon (1996) cita uma alternativa usada na Costa Rica, onde foi promovido o uso de palanques de concreto espaçados com postes de cercas-vivas entre eles, substituindo o corte de árvores nativas.

Uma atividade quase restrita às MNs e aos pinhais é a exploração do xaxim-bugio (*Dicksonia sellowiana* Hooker), através do corte do tronco para confecção de vasos. Esta é a única espécie de xaxim que encontramos nas MNs dos Aparados e é uma das espécies fisionomicamente mais salientes nelas, chegando a ser abundante como adulto em alguns locais aparentemente mais úmidos, embora a grande maioria dos indivíduos observados no interior das MNs estivesse ainda em estágios imaturos, sem desenvolvimento dos troncos e das densas raízes adventícias e também sem produzir soros, fases que parecem demorar muitos anos para começar a ocorrer numa planta. O corte descontrolado e sem qualquer cuidado com a regeneração da espécie está trilhando o mesmo caminho da exploração da araucária no sul do Brasil, em que algumas décadas foram suficientes para destruir quase todo o volume/capital madeireiro que a Natureza havia acumulado durante séculos, simplesmente em função de uma utilização gananciosa e totalmente insustentável.

A exploração apícola tem sido feita por muitos produtores, que espalham caixas com abelhas em diversas áreas planaltinas, e inclusive nas MNs. A introdução da abelha exótica *Apis mellifera*, originária da Europa e África, em locais anteriormente só ocupados por espécies de abelhas nativas, representa outra relativamente recente perturbação antrópica, pois esta espécie compete por vários tipos de recurso com as nativas. Na Argentina, a fragmentação de vegetações contínuas resultou em aumento nas populações de *Apis mellifera*, em detrimento de espécies nativas que antes eram mais abundantes e tinham maior diversidade (Aizen & Feinsinger 1994b). Também Butz-Huryn (1997), Borges (2000:138, para o cerrado), Paton (2000, para a Austrália) e Roubik (2000, para áreas neotropicais) mostram problemas causados pela introdução desta espécie, inclusive por populações de origem africana (Roubik 2000), derivadas da recente importação e fuga ocorridas no Brasil e que hoje apresentam grande distribuição e domínio na maior parte do país. Elas também podem tornar-se importantes polinizadores em matas degradadas, chegando a alterar a estrutura genética das populações remanescentes através de freqüente fluxo gênico à longa distância (Dick 2001).

A substituição de MNs por monocultivos de *Pinus* é uma prática cada vez mais comum nos Aparados, embora mais intensa nas regiões sul-rio-grandenses, como entre o Monte Negro e a Serra da Rocinha, como nas proximidades do cânion Fortaleza (onde chega praticamente no vértice do cânion, em área já do Parque Nacional da Serra Geral e que originalmente deve ter sido MN), etc. Uma área na Serra da Rocinha, ao sul da BR 285, teve uma grande plantação de *Pinus*, mas as árvores foram derrubadas há poucos anos e a área foi abandonada, transformando-se numa pastagem (mais um campo antrópico na região). Também a região no topo do vale do rio Maquiné foi intensamente cultivada com estes pinheiros alóctones, mas não temos certeza sobre o tipo de vegetação que ocupava a área primitivamente. O mesmo pode ser dito de um pequeno núcleo de monocultivo semelhante no topo da Serra do Rio do Rastro, ao norte do mirante da SC 438, bem próximo dos penhascos, atualmente cercado por campo, mas que originalmente poderia ter sido uma área de MN. A quantificação e localização mais precisa destes monocultivos de *Pinus* poderia ser feita facilmente através de imagens de satélite (Caruso 1992) ou mesmo de radar (Lima 1979), que identificam muito nitidamente este tipo de cultura, mas tal detalhamento não foi pretendido em nosso trabalho.

Um programa do governo catarinense, instalado a partir de 1999, tem procurado caracterizar tal tipo de atividade como "reflorestamento", supostamente comprovador da preocupação governamental com a conservação do meio ambiente. Embora tal idéia não seja incorreta, pois um conjunto denso de árvores pode ser chamado de floresta, e o nome do programa não define que tipo de mata está sendo produzido, preferimos rejeitar a denominação de "reflorestamento" para tal monocultivo (o que já foi feito por Imaguire 1985), devido à evidente falácia deste programa, que busca apresentar uma mera exploração econômica da terra como se fosse uma atividade de recuperação das florestas, tentando iludir o cidadão com a falsa idéia de que está sendo desenvolvido um projeto ecológico ou conservacionista.

Segundo Guadagnin *et alii* (1998), as espécies de *Pinus* cultivadas na região planaltina do RS "apresentam um grande potencial invasivo, avançando naturalmente sobre campos e matas e beneficiando-se dos incêndios e do sobrepastoreio", o que não chegamos a perceber em qualquer das 4 áreas que amostramos nos Aparados. No entanto, observamos alguns indivíduos jovens de *Pinus* (1 m de altura) invadindo áreas campestres no Parque Nacional de Aparados da Serra (sem adultos da espécie por perto) e enormes

populações de indivíduos jovens (cerca de 0,5 m de altura) nas imediações do P.N. da Serra Geral (neste caso, com grandes monocultivos de plantas adultas nas proximidades e aparentemente regenerando-se em campo antrópico que substituiu um antigo monocultivo de *Pinus* já cortado). Carpanezzi *et alii* (1988) recomendam algumas espécies para o planalto catarinense, mas não mencionam o risco de alguma se naturalizar.

Nenhuma destas atividades, porém, tem sido tão devastadora para as MNs quanto os 2 fatores que serão tratados a seguir separadamente, embora estejam obviamente vinculados, por serem conseqüência de uma única atividade econômica, a pecuária. A criação de gado (fator 2, seção 6.2.10) iniciou-se, instalou-se e mantém-se na região praticamente só através das queimadas (fator 1, seção 6.2.9). "Ambos os fatores interferem em um ponto crucial do equilíbrio da vegetação na região: sua capacidade de regeneração e expansão" (Sobral 1992a), conforme Baptista *et alii* (1979) já haviam apontado. Antes de tratarmos destes 2 fatores, discutiremos alguns aspectos não diretamente ligados a eles, mas decorrentes da substituição de uma fisionomia florestal por uma campestre, esta muito mais propícia para uma maior interferência e expansão do fogo e do gado introduzidos pelos pecuaristas.

6.2.8. Substituição das matinhas nebulares por vegetação campestre

A mera alteração da cobertura vegetal, mesmo que pudesse ser feita sem interferência dos efeitos de gado, fogo e fragmentação, já teria enormes conseqüências ecológicas, pois representa uma substituição vegetacional com total mudança dos tipos biológicos formadores da comunidade. É o conjunto de formas biológicas que dá à floresta sua estrutura característica, e esta, por seu turno, controla o funcionamento geral do sistema (Ewel & Bigelow 1996). Se, entre as plantas vasculares, há substancial redundância em muitos tipos de vegetação, então a perda de alguma espécie rara ou a substituição de uma por outra provavelmente terá conseqüências imensuravelmente pequenas para os processos de funcionamento do ecossistema em média escala, tais como trocas de carbono e oxigênio, erosão do solo, ciclagem de água e nutrientes, mas isto não seria o caso se houvesse perda de formas biológicas, e as conseqüências provavelmente serão tão mais graves quanto mais diferentes forem os padrões arquiteturais envolvidos nas perdas ou substituições (Ewel & Bigelow 1996). Por isto, a substituição da floresta por uma vegetação campestre altera as propriedades biológicas, químicas e mineralógicas do solo (Hobbie 1992, Kelly *et alii* 1998) e também as características climáticas (em diferentes escalas espaciais), e estas podem ter sérios impactos sobre a nebulosidade e a umidade nas MNs, por causarem uma elevação no nível médio da base das nuvens (Pounds *et alii* 1999, Still *et alii* 1999, Foster 2001, Lawton *et alii* 2001).

A MN dos Aparados é formada por muitas árvores baixas, arbustos, epífitos, trepadeiras, além de ervas (graminóides ou não) e subarbustos umbrófilos (Fotos 36-8 e 41), e todo este grupo de formas é muito alterado (Foto 43) ou até eliminado e substituído por um conjunto composto quase exclusivamente por ervas graminóides e subarbustos heliófilos (Fotos 11, 18, 44 e 46). No nível de ecossistema, como Ewel & Bigelow (1996) e outros destacam, a retenção de nutrientes pelos graminóides de raízes pouco profundas é menos efetiva que a retenção por árvores, demonstrando que alguns tipos de forma biológica desempenham certas funções de modo insubstituível, e sua perda pode significar drásticas conseqüências a curto ou longo prazo (como as graves erosões mostradas na Foto 46, junto à MN). Um exemplo é a menor condensação da neblina em áreas não-florestadas quando comparadas com florestas adjacentes, causada pela falta de tipos biológicos com superfícies mais amplas e mais adequadas para interceptar a precipitação oculta (Lovett 1994, Dawson 1998, Weathers 1999, Ataroff & Rada 2000, Larcher 2000:287), o que significa que as áreas de campo antrópico nos Aparados possuem menor precipitação total de água que as ainda cobertas por MNs. Os epífitos interceptam mais da metade da água da chuva, embora representem apenas 7% da fitomassa total numa mata nebular (Larcher 2000:283), e podem até dominar os ciclos da água e de nutrientes nas MNs (Foster 2001).

Um aspecto diretamente ligado a isto é a eliminação dos epífitos, examinada por Weaver (1972), que comparou parcelas de MN onde os epífitos (briófitas, predominantemente) foram removidos e parcelas intactas, verificando que não havia alteração no total de água que chegava à superfície do solo, mas havia importante mudança na sua distribuição espacial, isto é, nas parcelas intactas, a água gotejava quase uniformemente através do dossel, mas, nas parcelas onde os epífitos foram removidos, a água era "canalizada" através dos troncos em torrentes para o solo. Nas MNs, os epífitos (Fotos 37-8), especialmente as briófitas e os liquens, interceptam grande quantidade de ar saturado, e a água condensa sobre eles, que absorvem e armazenam a água (inclusive a da chuva) até estarem saturados e, a partir daí, funcionam como esponjas

encharcadas, isto é, a água começa a gotejar deles para o solo; como mostram Veneklaas *et alii* (1990), a drenagem e/ou evaporação desta água é lenta e muito gradual. Liquens gelatinosos e micélios reprodutivos de fungos contêm até 15 vezes mais água quando saturados que no estado seco, enquanto a maioria dos musgos contém 3 a 7 vezes mais e os liquens, duas a 3 vezes mais que quando secos, sendo a água absorvida rapidamente por ação capilar (Larcher 1986:232); as briófitas podem armazenar água em média 5 vezes (mas às vezes até 25 vezes) sua própria massa seca (Gradstein *et alii* 2001:35).

Outro aspecto relacionado aos epífitos é que o nitrogênio inorgânico desta água precipitada é rapidamente absorvido pelas briófitas epifíticas, sendo que 70-80% dele pode ser retido pelo dossel e boa parte é transformada em formas mais recalcitrantes, já que este N é uma forma altamente móvel e chega em pulsos, donde se conclui que as perdas de N por lixiviação são significativamente maiores nos ecossistemas montanos sem briófitas epifíticas (Ewel & Bigelow 1996, Cavelier *et alii* 1997). Além disto, as cianoficeas fixadoras de N têm seu crescimento e estabelecimento favorecido pelas briófitas e pelos ambientes úmidos criados por estas (Gradstein *et alii* 2001:35). Ou seja, a simples eliminação da MN e sua substituição por vegetação campestre representou grande perda de N nas regiões dos Aparados onde tal desmatamento ocorreu.

A diferença mais saliente entre a maioria das perturbações naturais e as antrópicas é a normalmente longa duração da intervenção humana, muitas vezes repetida, enquanto a maioria dos processos sucessionais naturais em geral transcorre sem outras interrupções por novos distúrbios (Denslow 1996, Kozlowski 2002). As ações de retirada de madeira e destruição de plantas lenhosas (Fotos 43-4), pastejo pelo gado (Fotos 39 e 43-4) e queimadas, **repetidas** durante décadas na mesma área originalmente ocupada por mata, acabam eliminando seletivamente aquelas espécies que não rebrotam ou que não atingem a maturidade reprodutiva entre as perturbações (Fotos 9 e 11); além disso, novos ingressos de plantas através da chuva de sementes ou do banco de sementes do solo são suplantados pelo crescimento vegetativo de espécies e grupos funcionais capazes de rebrotar ou de expansão clonal, como arbustos, graminóides e trepadeiras (Denslow 1996).

Como resultado, sucessões sobre terras recorrentemente perturbadas podem excluir alguns tipos funcionais, embora possam ser ricas em espécies de ervas heliófilas e arbustos. Da mesma forma, as comunidades de animais (inclusive a fauna subterrânea) também são muito afetadas, e até de modo inesperado, como a de minhocas, que geralmente contribuem decisivamente para uma adequada porosidade do solo, mas que podem até causar dramática redução nesta porosidade e determinar forte compactação e impermeabilização da camada superficial do solo (Barros *et alii* 2001). Tais sucessões interrompidas podem ser **perpetuadas pelo fogo** (ver a próxima seção) e pela incapacidade de árvores se estabelecerem em competição com ervas e arbustos já existentes (Denslow 1996), embora, onde persistam árvores remanescentes ou na beira da floresta, as plântulas de árvores possam se estabelecer e iniciar processos sucessionais relativamente localizados (Guevara *et alii* 1986, 1992, 1998; Finegan 1996; Guariguata & Ostertag 2001; Kozlowski 2002).

6.2.9. Efeitos das queimadas

"El compañero más inexorable del hombre en la lucha destructora de la vegetación original es el fuego." (Braun-Blanquet 1979:456).

"Já é tempo de se atentar nestas preciosas matas, nestas amenas selvas, que o cultivador do Brasil, **com o machado em uma mão e o tição em outra**, ameaça-as de total incêndio e desolação. Uma agricultura bárbara, ao mesmo tempo muito mais dispendiosa, tem sido a causa deste geral abrasamento." (José Vieira Couto, em 1799, citado por Pádua 2002:69; negritos nossos).

Nesta seção, apresentaremos informações gerais sobre o fogo e abordaremos aspectos das queimadas recorrentes nos campos (tanto nativos originais/primários, na verdade minoritários, quanto antrópicos, majoritários hoje em dia) e nas MNs dos Aparados, e aí de um ponto de vista tanto histórico quanto atual, descrevendo os principais efeitos das queimadas e discutindo as possibilidades de recuperação das MNs impactadas ou destruídas pelo fogo.

Os efeitos do fator fogo são dos aspectos mais polêmicos quando se abordam questões de manejo e conservação de habitats e comunidades biológicas. Isto é perceptível pelas antagônicas visões de técnicos e

pesquisadores, por contraditórias conclusões "científicas", por diferentes recomendações e também por contrastantes resultados dos efeitos do fogo ou de sua ausência/supressão sobre espécies ou tipos de vegetação. Assim, enquanto muitos ecologistas comprovam os impactos negativos das queimadas sobre inúmeras biotas, Leach & Givnish (1996) e Goldammer (1999) afirmam que muitas espécies requerem o fogo para persistir e reproduzir, e que a interrupção das queimadas pode erodir a biodiversidade em muitos habitats de todo o planeta, como a taiga, florestas temperadas, campos, escrubes mediterrâneos, savanas e mesmo algumas florestas tropicais úmidas. Muitas destas diferenças, às vezes realmente enormes, devem-se à gigantesca variação entre: a) as inúmeras regiões consideradas, como campos, savanas, banhados, florestas temperadas, florestas tropicais, todas em diferentes latitudes, altitudes e continentes, sobre solos ricos a paupérrimos, em relevos planos a muito escarpados, sob climas permanentemente úmidos a com longa estação seca; b) os tipos muito variados de espécies animais, vegetais e de outros tipos de organismo afetadas, com diferentes interações entre elas; c) as diversas intensidades (Soares 1990, Johnson 1992, Johnson & Miyanishi 2001, Ough 2001), freqüências e épocas das queimadas (Christensen 1985; Couto & Candido 1995; Bond & van Wilgen 1996; Barbour *et alii* 1999; Johnson *et alii* 2001; Keeley 2002, & Fotheringham 2001a,b; Lloret & Marí 2001), com tamanhos e históricos muito diferentes das áreas queimadas, além de interações muito variadas do fogo com outros tipos de perturbação ou destruição.

Além disso, os efeitos da queimada sobre qualquer elemento da biota dependerão do comportamento de cada fogo (velocidade e intensidade da frente de fogo, calor liberado, distribuição vertical e duração de temperaturas elevadas), cujas características muito raramente são apresentadas em cada trabalho, o que dificulta a comparação dos resultados (Christensen 1985, Miranda *et alii* 1996b, Johnson & Miyanishi 2001). Bond & van Wilgen (1996) e mais resumidamente Barbour *et alii* (1999) oferecem um amplo panorama sobre aspectos teóricos e práticos do fogo e seus efeitos sobre os vegetais, sobre a necessidade de a ecologia teórica considerá-lo mais seriamente como um importante fator e sobre as alternativas existentes quanto ao seu manejo, incluindo sua prevenção e supressão. Diversos efeitos do fogo sobre algas, bactérias, animais, actinomicetos e outros fungos do solo (Viro 1974), bem como sobre nutrientes (Ahlgren 1974, Wright & Bailey 1982) e erosão do solo (Evangelista *et alii* 1993, Cramer 2001) e outros aspectos (Kozlowski & Ahlgren 1974) pouco ou não abordados por Bond & van Wilgen, já foram sumariados e não serão aqui repetidos. Também análises paisagísticas (Ferraz & Vettorazzi 1998, Eva & Lambin 2000, Kalabokidis *et alii* 2002, Jasinski & Angelstam 2002), que apresentam grande potencial de interpretação e predição dos efeitos das queimadas, serão aqui deixadas de lado, o mesmo ocorrendo com as percepções e os objetivos dos incendiários (Blixen 1992, Hough 1993, Mbow *et alii* 2000), que podem interessar em termos das necessidades de manejo e da possibilidade de existência de alternativas ao uso do fogo.

No Brasil, a maioria das pesquisas a respeito do fogo na vegetação se concentra em áreas de cerrado, como Leite (1996), Miranda *et alii* (1996a), Moreira (2000), Ramos-Neto & Pivello (2000) e trabalhos aí citados, ou nas matas amazônicas (Uhl & Buschbacher 1985; Uhl & Kauffman 1990; Nepstad *et alii* 1991, 2000, 2001; Kauffman 1991, *et alii* 1995, 1998; Cochrane & Schulze 1998, 1999; Cochrane *et alii* 1999; Fearnside *et alii* 1999, 2001; Barbosa & Fearnside 2000; Cochrane 2000, 2001, & Laurance 2002; Hughes *et alii* 2000; M. Nascimento *et alii* 2000; Shimabukuro *et alii* 2000; Barlow *et alii* 2002; Gerwing 2002). Existem, ainda, diversos estudos sobre causas, prevenção e controle de incêndios florestais (Soares & Cordeiro 1974; Soares 1988, 1992, 2000; Lima & Soares 1992; Couto & Candido 1995; Silva 1998; Batista 2000; Ferreira & Pereira 2000; Lima 2000; Milani 2000; Oliveira *et alii* 2000), que não tratam dos efeitos sobre as espécies ou comunidades queimadas, sendo que vários destes trabalhos referem-se principal ou exclusivamente a monocultivos florestais, como Soares (1992). E, infelizmente, há muito poucos estudos em outros tipos vegetacionais, como os feitos por Sampaio *et alii* (1993) em caatinga, por Eggers & Porto (1994) em vegetação campestre e por A. Souza *et alii* (2000) na mata atlântica.

Alguns autores consideram importante diferenciar queimada, o uso do fogo como prática de manejo tecnicamente recomendada, de incêndio, que é o fogo sem critério e sem controle (Barros 1992, Soares 1992), mas não vemos necessidade de tal distinção, pelo menos aqui, já que as plantas não percebem se foi uma queimada ou um incêndio que as atingiu, além de não ser feita por grandes especialistas brasileiros, como Setzer (1992), e pelo fato de o próprio Soares (1992) reconhecer que, na prática, muitas queimadas tornam-se incêndios. O fogo pode ser iniciado por intervenção antrópica (intencional ou acidental) ou por causas ditas "naturais", como raios (que ocorrem numa taxa de 100 por segundo e 8,6 milhões por dia no planeta; são

atualmente a causa a mais importante entre as naturais e consomem cerca de 10% da biomassa queimada no mundo), atividade vulcânica, faíscas resultantes de quedas e choques de rochas, combustão espontânea e impacto de meteoritos (Barbour *et alii* 1999, Scott 2000). A fitomassa combustível geralmente é formada por partes mortas ou relativamente secas, mas queimadas intensas podem ter continuidade alimentadas mesmo por plantas ainda vivas ou até bem hidratadas.

A presença de carvão nos solos de florestas pluviais tropicais é comum, mas as implicações disto não são claras, pois não se sabe como tal carvão foi originado, se por pequenas queimadas provocadas por raios, grandes incêndios florestais naturais ou antrópicos, queimadas pontuais em áreas ocupadas por cultivos de indígenas, etc. (Sanford Jr. *et alii* 1985, Uhl & Saldarriaga 1988, Denslow 1996, Piperno & Becker 1996, Haberle & Ledru 2001). Somente onde áreas muito grandes de matas conservadas são destruídas simultaneamente, como durante furacões, haverá maior probabilidade de início de incêndio florestal causado por raios (Kellman 1984), que normalmente queimam apenas um indivíduo ou pequenos grupos de árvores próximas (Richards 1996:460). Em matas tropicais úmidas ou secas, tempestades ou explorações madeireiras podem ser seguidas por queimadas, bem como, em áreas tropicais do Pacífico, grandes secas associadas com eventos "El Niño" podem aumentar a probabilidade e extensão de incêndios florestais (Denslow 1996), embora, neste último caso, muitas das matas queimadas tenham sofrido exploração madeireira anteriormente (Richards 1996:460, Goldammer 1999), o que certamente deixou-as mais suscetíveis ao fogo, já que pelo menos a mata pluvial amazônica intacta é relativamente resistente a eventos El Niño severos (Williamson *et alii* 2000), uma das fases extremas da Oscilação Sul (E. Souza *et alii* 2000).

Hoje em dia, o fogo natural é raro tanto em florestas tropicais úmidas primárias (Soares 1990, Uhl *et alii* 1988a, Uhl & Kauffman 1990, Piperno & Becker 1996, Kellman & Tackaberry 1997:138, Cochrane & Schulze 1999, M. Nascimento *et alii* 2000, Barlow *et alii* 2002, Cochrane & Laurance 2002; Kauffman 1991 o considera um evento extremamente raro, ou até impossível, nas atuais condições climáticas) quanto em matas tropicais secas (Murphy & Lugo 1986), havendo muito poucas evidências de que tais florestas primárias densas queimem naturalmente na ausência de intervenção humana (Soares 1990, Denslow 1996), o que é questionado sem sucesso por Haberle & Ledru (2001), que não consideraram os efeitos sinergísticos desencadeados pela ação humana e nem conseguiram separar, embora tenham tentado, as influências climáticas das antrópicas.

6.2.9.1. O fogo nos atuais campos planaltinos: queimadas antrópicas!

Mesmo que nosso objetivo seja tratar dos efeitos do fogo sobre as MNs, é importante apresentar alguns aspectos da vegetação campestre, pois são eles que determinam o uso do fogo pelos fazendeiros. Os campos nativos sul-brasileiros, bem como os antrópicos floristicamente similares (o que exclui pastagens "artificiais" ou cultivadas), são formados por uma grande maioria de espécies que crescem durante a primavera, o verão e início do outono, período em que completam seu ciclo e então secam, morrendo as anuais e mantendo-se as perenes num estado dormente ou de reduzido crescimento durante o inverno; nesta estação, a grande maioria das espécies não possui capacidade de crescimento e ocorre acúmulo de material seco da parte aérea das plantas dormentes ou mortas (Fotos 40, 42 e 46), que é bastante inflamável. Esta situação ocorre do RS (Boldrini 1997) ao PR (Schreiner *et alii* 1980, Maack 1981). Maack (1981:259) chega a afirmar que "não se pode mais deixar de queimar os campos, pois o gado morreria de fome em meio do capim ressecado." Também os produtores acreditam, erradamente, que a retirada dessa matéria seca, através do fogo, apressaria a rebrota das pastagens na primavera. Porém, conforme A.V.Á. Jacques (Dpto. Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, UFRGS, com. pess.), o produtor queima por hábito, pois, na verdade, a queimada retarda o rebrote e diminui a quantidade de fitomassa produzida na próxima estação de crescimento.

O aspecto mais importante parece ser o fato de haver acúmulo de material seco ("macega" senso Maack 1981:259, Evangelista *et alii* 1993) acima do solo ao final do período de crescimento do pasto; isto indica que houve sobra de alimento não consumido pelo gado, o que é um desperdício e ainda gera o "problema" de haver excesso de cobertura morta no campo, que o produtor elimina do modo mais simples e supostamente mais barato (só que, neste caso, "o barato sai caro"), através do fogo, que já se tornou uma questão cultural, em virtude do seu uso desde tempos imemoriais. No entanto, devemos perceber que todo este problema das queimadas está diretamente ligado à inadequação entre a produção de forragem e a lotação de animais no pasto, já que esta é estabelecida em função das possibilidades alimentícias do inverno e cria o

desperdício de pasto no verão, que será queimado no inverno seguinte enquanto o gado estará perdendo peso ou até mesmo morrendo, pois uma parcela do rebanho do RS chega a morrer de fome no inverno.

Assim, a prática mais tradicional, constante e rotineira de "manejo" dos campos planaltinos é a realização de grandes queimadas nas pastagens secas no final do inverno (geralmente agosto), com as finalidades de eliminar a fitomassa aérea morta ("palha") das gramíneas e os subarbustos e arbustos invasores (chamada de "limpeza do campo" na região; "limpeza da pastagem" senso Evangelista *et alii* 1993), e de fazer rebrotar com maior vigor ("estímulo") as gramíneas que alimentariam mais precocemente o gado no início da primavera. Anualmente, enormes extensões de campo são queimadas sem qualquer controle, atingindo também áreas de MN e todos os outros tipos de vegetação em contato com os campos. Segundo alguns fazendeiros, embora sejam feitas queimadas anuais, a área queimada num ano é diferente da no ano anterior, já que cada área não é queimada anualmente, e sim, em geral, bienalmente, pois não haveria acúmulo suficiente de fitomassa aérea em um ano para permitir queimadas anuais em cada local, a não ser que a lotação de gado fosse muito baixa e que, neste caso, o gado consumisse muito pouca pastagem ("o pasto teria que estar muito folgado"). Evangelista *et alii* (1993) verificaram tal periodicidade na região dos Campos da Mantiqueira (MG). Já mostramos que são falsas as expectativas dos produtores quanto ao "estímulo" do fogo à pastagem; em relação à "limpeza do campo", há uma alternativa óbvia, que é o emprego de roçadeiras (Evangelista *et alii* 1993, Romero 1994), manuais ou não. Outras alternativas para substituir o fogo em pastagens também são discutidas por Evangelista *et alii* (1993).

Alguns trabalhos mostram que a seletividade dos herbívoros durante o pastoreio cria um mosaico de manchas rejeitadas, onde há acúmulo de fitomassa combustível, e pastejadas, com pouca fitomassa aérea, o que faria com que a queimada também ocorresse em manchas; constatamos que isto realmente ocorreu algumas vezes, mas não na maioria, onde as áreas queimaram quase homogeneamente, especialmente quando a velocidade dos ventos era alta e/ou a fitomassa apresentava-se bastante seca (após dias de baixa umidade relativa do ar, altas temperaturas e/ou ausência de chuvas), resultando em extensas áreas uniformemente enegrecidas, como se estivessem de luto pelas mortandades ocorridas. As distribuições locais das espécies após o fogo estão anteriormente relacionadas às propriedades físicas e químicas da cobertura vegetal queimada, que em parte determinarão a natureza da combustão, o aquecimento do solo e a distribuição de sementes e tecidos rebrotantes que vão sobreviver (Odion & Davis 2000). Muitas outras conseqüências do fogo especificamente sobre a vegetação campestre já foram bem revisadas por Daubenmire (1968), Wright & Bailey (1982) e especialmente Vogl (1974), comprovando que o fogo altera a composição, a riqueza e a diversidade de espécies dela, bem como afeta também a abundância de espécies alóctones (York 1997). Eggers & Porto (1994) verificaram efeitos menos drásticos e "forte tendência ao retorno ao aspecto original" da vegetação campestre, mas acompanhando apenas uma queimada e um período de 9 meses após a passagem do fogo, cuja ação certamente é muito mais intensa quando repetida ao longo de anos ou décadas.

A recorrência do fogo no final de cada inverno afeta de forma diferenciada as espécies vegetais. Atinge drasticamente as poucas espécies nativas com crescimento hibernal (inclusive leguminosas), que estão justamente no período de frutificação, as quais são assim anualmente prejudicadas e diminuem cada vez mais sua abundância e riqueza, tendendo a desaparecer (em função da seleção negativa feita sobre elas) e a reduzir ainda mais a já pequena oferta de pasto de qualidade para o gado neste período. Ao contrário, as espécies mais tolerantes ao fogo (possuidoras de gemas protegidas ou órgãos subterrâneos), geralmente indesejáveis, como os gravatás (*Eryngium* spp.), aumentam sua abundância, pois são favorecidas, além de terem sua massa muito menos consumida pelo gado. Segundo Boldrini (1997), o mesmo ocorre com as vassouras e carquejas (*Baccharis* spp.), o que contribui para aumentar a participação de dicotiledôneas em detrimento das gramíneas após as queimadas nos campos sul-brasileiros (Heringer & Jacques 2001). Além disso, a queimada estimula a perda de N (Lodge *et alii* 1994, Kauffman *et alii* 1995, Hughes *et alii* 2000, Cramer 2001) e S (Kauffman *et alii* 1995), volatilizados após o fogo, sendo baixíssima a quantidade de nutrientes incorporada ao solo pelas cinzas em pastagens nativas dos Campos da Mantiqueira; embora Ca, Mg e K tenham mostrado maiores teores logo após a queima, seus teores em seguida voltaram aos níveis anteriores, além do aumento das bases trocáveis ampliar a suscetibilidade destes nutrientes ao escorrimento superficial e à perda por percolação (Evangelista *et alii* 1993).

A supressão do fogo em áreas tradicionalmente queimadas, especialmente savânicas (mas também florestais, cf. Harrod *et alii* 2000, Coops & Catling 2000, Niklasson & Drakenberg 2001), pode levar à

redução da riqueza de espécies vegetais, devido à extinção local de espécies herbáceas e/ou de pequeno porte, que seriam sombreadas e eliminadas por espécies mais lenhosas e/ou de maior porte (Coutinho 1992, Kellman & Tackaberry 1997, Kirkman *et alii* 2001); por outro lado, muitas espécies do cerrado têm características tão pirofíticas que chegam a requerer a queimada para completar seu ciclo biológico (Coutinho 1992). Por exemplo, Leach & Givnish (1996) encontraram uma redução de 8 a 60% das espécies vegetais de 54 remanescentes campestres em Wisconsin, durante um período de 32 a 52 anos, atribuída à supressão do fogo causada pela fragmentação destes habitats; tais autores concluem que é essencial queimar os remanescentes campestres existentes, para manter uma maior riqueza de espécies neles, e sugerem a queima de uma pequena porção de cada um em qualquer ano específico, para também evitar a eliminação de espécies sensíveis ao fogo. As espécies mais eliminadas pela supressão do fogo foram as de pequeno porte, as com sementes pequenas (massa<1 mg) e as fixadoras de N. A fragmentação do habitat poderia ter um papel mais preponderante que a ausência do fogo, mas os autores não tentaram isolar os dois fatores, nada informam sobre a época em que ocorreu a fragmentação e preferem atribuir as mudanças apenas à supressão do fogo, o que não nos parece correto.

No caso dos campos dos Aparados e mesmo de todos os demais campos planaltinos (ver Joly *et alii* 1999, Mantovani & Silva 1999b, Heringer & Jacques 2001, Boldrini 2002, Nabinger 2002), estes aspectos não poderão ser descuidados a partir do momento em que se consiga uma real supressão ou grande redução das queimadas, mas ainda inexistem dados que possam ser considerados para qualquer hipótese ou recomendação. A supressão do fogo tem sido seguidamente apontada como causa de incêndios crescentemente destrutivos nos EUA e em áreas mediterrâneas (Cramer 2001) ou savânicas, onde supostamente a ausência de queimadas mais seguidas e controladas estaria provocando acúmulo de matéria orgânica inflamável e incêndios mais intensos. Porém, esta crença foi desmentida por Johnson *et alii* (2001) e especialmente por Keeley *et alii* (1999) e Keeley & Fotheringham (2001a,b), já que os incêndios mais catastróficos são freqüentemente impulsionadas por ventos muito fortes, situação em que o material inflamável tem pouca influência sobre o comportamento do fogo, o que torna ineficientes os custosos e polêmicos programas adotados nas duas últimas décadas com queimadas periódicas rotativas.

A supressão do fogo também pode influenciar significativamente a dinâmica global do carbono, através do armazenamento deste na fitomassa, embora ainda faltem pesquisas para determinar seus efeitos a longo prazo (Tilman *et alii* 2000); uma análise para os EUA é feita por Houghton *et alii* (2000). No entanto, em relação a esta supressão e a seus prováveis efeitos sobre a conservação da biodiversidade, é importante fazer distinção entre as regiões onde o fogo não-antrópico era praticamente inexistente (como a maioria das matas pluviais e as MNs) e as regiões onde o fogo era uma perturbação natural com certa freqüência, como em muitas florestas temperadas (Bormann & Likens 1979:192-7, Wright & Bailey 1982, Johnson 1992, Granström 1993, Swetnam 1995, Barbour *et alii* 1999, Veblen *et alii* 1999, DeLong & Kessler 2000, Houghton *et alii* 2000, Lindbladh *et alii* 2000, Niklasson & Granström 2000, Johnson *et alii* 2001, Keeley & Fotheringham 2001b, Lloret & Marí 2001, Niklasson & Drakenberg 2001, Templeton *et alii* 2001, Svenning 2002), em matas australianas (Lindenmayer *et alii* 1999, 2000b; Bowman 2001b; Gill 2001; Lindenmayer & McCarthy 2002), em savanas e campos naturais (Wright & Bailey 1982; Barbour *et alii* 1999; Fleishman 2000; Ramos-Neto & Pivello 2000; Keeley 2002, & Fotheringham 2001a,b; Kirkman *et alii* 2001; Minnich 2001) e até mesmo em banhados (Johnson 2001).

Os efeitos do fogo sobre a meso e macrofauna dos campos sul-brasileiros parecem ser desconhecidos (F.L.F. Quadros, UFSM, com. pess.), mas E.A.R. Amaral (SEDUMA/SC, com. pess.) menciona efeitos significativos sobre lepidópteros (Noctuidae) num estudo em campos no RS (nos EUA, a riqueza e composição da fauna de borboletas não foi significativamente influenciada por queimadas, cf. Fleishman 2000). No entanto, podemos esperar que ocorram aqui conseqüências como as registradas por Miranda *et alii* (1996a), que mostram efeitos das queimadas sobre lagartos (redução da riqueza de espécies) e formigas (desaparecimento de espécies e diminuições populacionais) de cerrado e coleópteros de restinga (decréscimos abruptos de abundância), além de diminuição de populações de diferentes espécies de aves do cerrado (Borges 2000:138). Um aspecto fundamental nesta questão é o tipo de comparação feita, já que, depois de décadas de efeitos das repetidas queimadas, a maioria das espécies mais raras ou mais sensíveis ao fogo provavelmente já foi eliminada, e as que persistem são apenas as mais tolerantes e especialmente as favorecidas, o que explicaria uma eventual "ausência" de efeitos atuais do fogo sobre a fauna de áreas que já foram queimadas

recorrentemente (ver também Barlow *et alii* 2002). Outros efeitos do fogo também devem ser considerados, como o aumento da concentração de CO_2 na atmosfera (ver também Achard *et alii* 2002), a formação de compostos prejudiciais à camada de ozônio e a diminuição da visibilidade para os condutores de veículos.

Outro prejuízo, nem sempre computado pelos pecuaristas, é a destruição dos palanques das cercas pelo fogo, cuja substituição tem que ser muito mais rápida do que seria sem as queimadas, e tal troca é feita usando troncos e ramos de espécies das MNs, significando mais um efeito prejudicial, desta vez indireto, das queimadas sobre a vegetação remanescente de MNs dos Aparados. Algumas vezes, a substituição das cercas não é feita, deixando-as parcialmente rompidas ou caídas, mas isto acentua ainda mais a deficiência de manejo das pastagens, pois é impossível explorar adequadamente grandes áreas de campo sem a sua subdivisão em lotes menores.

Diante de tudo isto, somos forçados a concluir que as queimadas, mesmo do ponto de vista do fazendeiro, são totalmente **desnecessárias** e prejudiciais. E o que dizer do ponto de vista ecológico? Da mesma forma que na Amazônia, onde as queimadas são uma "emergência crônica" e já estão profundamente arraigadas na lógica econômica e na cultura de 4 milhões de habitantes rurais (Nepstad *et alii* 2001), também nos Aparados elas já fazem parte dos modos de vida e de exploração da terra desenvolvidos e incorporados pelos proprietários rurais e vaqueiros, o que dificulta muito a sua eliminação.

6.2.9.2. O fogo ao longo do tempo: queimadas antrópicas ou não?

Os efeitos do fogo nas MNs dos Aparados serão melhor compreendidos se analisados sob diferentes perspectivas temporais, em função das diversas conseqüências oriundas das queimadas em diferentes épocas (milênios, últimos séculos, época atual). Rambo (1953b:201, 203-4; 1956b:389) e Klein (1978) atribuem grandes destruições na MN aos descontrolados, intensos e prolongados incêndios florestais do inverno de 1951, que trataremos apenas na próxima seção. Em termos de milhares de anos, ainda não há conhecimento que esclareça a freqüência de queimadas naturais ou pelos povos indígenas, sendo ambas motivo de especulações por muitos autores, tanto em relação ao Planalto Sul-brasileiro como em muitas outras regiões do planeta. As abordagens de Blackford (2000) e Scott (2000, *et alii* 2000a,b) oferecem interessantes possibilidades de ampliar as informações sobre o assunto. No Canadá, os índios queimavam regular e sistematicamente certos habitats, em queimadas de baixa intensidade e pequena superfície atingida (bem menor que nos incêndios naturais), para matar árvores e arbustos e ampliar a cobertura graminóide e das ervas mais procuradas pela fauna caçada por eles (Johnson 1992), o mesmo tendo ocorrido nos EUA (Keeley 2002). Na Austrália, o continente mais propenso ao fogo (Bowman 2001b), as enormes polêmicas sobre os efeitos das queimadas feitas pelos aborígines foram analisadas por Bowman (1998), embora sua revisão esteja longe de encerrar a questão e tenha servido para colocar ainda mais lenha na fogueira; ver também Gill (2001) e Bowman (2001a).

O fogo proveniente de causas naturais (raios) é o mais importante causador de queimadas nas matas boreais norte-americanas (Barbour *et alii* 1999; onde é responsável por cerca de 90% da área total queimada, cf. Johnson 1992) e européias (Granström 1993, Niklasson & Granström 2000), mas a importância relativa de queimadas naturais e antrópicas na Europa ainda não é clara (Svenning 2002), da mesma forma como em certas partes dos EUA (Keeley 2002; ver ainda a controvérsia entre Keeley & Fotheringham 2001a e Minnich 2001). Por exemplo, a origem dos incêndios na vegetação da Europa oriental é atribuída em 58% dos casos a descuido ao lidar com fogo, em 30% dos casos à passagem do fogo de áreas vizinhas, em 10% dos casos a incêndio proposital e em apenas 2% dos casos a raios (L.R.M. Baptista, Dpto. de Botânica da UFRGS, com. pess.).

A situação nas matas sul-brasileiras parece totalmente distinta da afirmada por Johnson (1992, *et alii* 2001) para as matas boreais dos EUA. Aqui, uma das poucas possibilidades de ocorrência de fogo não-antrópico seria após a floração e morte de densas populações sincronizadas de taquaras, quando grandes quantidades de combustível seco tornam-se disponíveis, possibilitando que incêndios naturais catastróficos ocorram mesmo em regiões com clima muito úmido (Veblen *et alii* 1980). Nas MNs dos Aparados, porém, a floração de *Chusquea mimosa* (a única espécie abundante de taquara) é relativamente freqüente e não chega a ocorrer grande acúmulo de material morto que pudesse representar risco de catástrofe com certa periodicidade; além disto, esta floração não é totalmente sincronizada e nem parece obrigatoriamente ser seguida pela morte dos indivíduos, o que ainda necessita ser comprovado através de mais observações. Embora não seja

impossível, a ignição provocada por causas naturais é absolutamente improvável nos Aparados e ainda muito mais dificilmente evoluiria para um incêndio florestal de proporções consideráveis; segundo Soares (1990), as tempestades na região dos pinhais são sempre acompanhadas por chuva.

Em épocas muito secas, a possibilidade de ocorrência de tempestades principalmente elétricas, com raios acompanhados de pequena precipitação pluviométrica, poderia provocar a ignição de algum tronco morto ou de serapilheira relativamente seca onde um raio atingisse, mas não encontramos qualquer relato de pessoa que tivesse presenciado isto nos Aparados; Heringer & Jacques (2001) parecem considerar provável a ocorrência deste tipo de fenômeno. Este tipo de tempestade ocorre um pouco mais no verão, mas antecedendo ou acompanhando chuvas torrenciais (também afirmado por M.G. Ferri em Dorst 1973:158, por Soares & Cordeiro 1974 e por Couto & Candido 1995:16), quando as madeiras mortas e serapilheira estão mais úmidas, o que torna impossível um início ou alastramento do fogo a partir de raios, pois a própria água da chuva já dificulta a ignição ou combustão. Grau & Veblen (2000), a partir de entrevistas com moradores argentinos em altitudes e latitudes semelhantes às dos Aparados, chegaram a conclusões semelhantes. Também Hueck (1972:164) rejeita a possibilidade de ocorrência de queimadas naturais, a partir de raios, nas maiores altitudes das montanhas sul-brasileiras, o mesmo fazendo Safford (1999a:705) e pessoas citadas por Safford (2001) em relação aos "campos de altitude" do sudeste, embora pelo menos *Cortaderia modesta* e *Machaerina* pareçam precisar do fogo para florescer no Itatiaia (GJS, obs. pess.), o que pode levar a especulações sobre uma possível ocorrência natural de queimadas em pelo menos alguns campos altimontanos brasileiros, como discutido por Safford (2001).

Soares & Cordeiro (1974) afirmam que cerca de 20% dos incêndios florestais (mas que representam menos de 3% da área queimada) ocorridos e registrados no município de Telêmaco Borba (PR) entre 1965 e 1974 foram iniciados por raios, sendo que após este período, com o início da derrubada dos pinhais, os incêndios causados por raios corresponderam a cerca de 8% (Soares 1980), o que ainda consideramos um percentual extremamente alto e pouco confiável, certamente não verificado nos Aparados, embora Pillar & Quadros (1997) não rejeitem nem a primeira percentagem. Soares (1990) informa que posteriormente o percentual caiu ainda mais, chegando a 1%; baseado nestas reduções, ele acredita ter demonstrado uma estreita associação entre o fogo causado por raios e a mata com araucária, já que esta espécie poderia manter queimadas de baixa intensidade mesmo sob condições de alta umidade. Soares (1988) encontrou apenas 3 incêndios (todos no PR) supostamente provocados por raios em todo o sul do Brasil em 4 anos (2%, em um total de 145 registrados na região), que atingiram uma superfície de 1,04 ha (0,04%, em um total de 2602 ha queimados e registrados na região). Nossa opinião é que isto parece demonstrar a insignificância de causas naturais nos incêndios no sul do Brasil, e sua quase inexistência no RS e em SC.

No entanto, em relação às estatísticas sobre incêndios florestais no Brasil, cuja precariedade é reconhecida por Lima & Soares (1992), temos que ser cépticos quanto ao número de ocorrências que são registradas (diante de um número muito maior que não é) e ainda mais quanto à suposta causa responsável pelo início de um incêndio (cuja confiabilidade é no mínimo discutível), o que nos leva a discordar da estreita associação proposta por Soares (1990) e de suas suposições quanto ao fogo natural nos pinhais. Por outro lado, para o entendimento da dinâmica do regime natural do fogo, é necessário estimar seu regime também nos ciclos históricos, quando a influência humana era inexistente ou menos evidente (Li 2000). Blixen (1992) revisa as explicações míticas dadas por tribos sul-americanas sobre como os seres humanos pela primeira vez teriam usado o fogo.

Para a Amazônia, Lacerda *et alii* (1999) concluíram haver pelo menos 3 períodos recentes com alta freqüência de incêndios florestais: entre 3300 e 3600 anos atrás no Maranhão, bem como entre 8500 e 12500 anos atrás e durante o máximo do último período glacial, há cerca de 18000 anos, no Amazonas. Behling & Lichte (1997), para Minas Gerais, e Behling *et alii* (1998), para São Paulo, afirmam que foram freqüentes os incêndios durante períodos glaciais (cerca de 20 a 30 mil anos atrás ou mais) nos campos do sudeste brasileiro (Behling 2002), enquanto Behling (1995b) encontrou evidências sobre a freqüente ocorrência de queimadas durante a maior parte do Holoceno, mas considera que durante o último milênio (exceto nos últimos 140 anos) a vegetação não esteve sujeita a elas. Behling (1997b) concluiu que os incêndios foram relativamente raros na região de Campos do Jordão nos últimos 35 mil anos até a colonização européia, sendo mais freqüentes durante o último período glacial que durante o Holoceno.

Behling (1997a) acredita que os ameríndios provavelmente foram responsáveis pela ignição de queimadas durante o Holoceno e apresenta sua interpretação da história vegetacional do Planalto Sul-Brasileiro nos últimos milênios e das relações entre campos e pinhais, supostamente determinadas pelas queimadas e mudanças climáticas. As queimadas provavelmente foram raras no sul do Brasil durante os períodos glaciais (Behling 2002); os incêndios foram raros durante o final do último período glacial, atingiram a maior freqüência entre 3000 e 1500 anos atrás e, após, tornaram-se menos freqüentes (Behling 1997a). Pillar & Quadros (1997) supõem que o fogo sempre teve uma alta freqüência nos campos naturais sul-brasileiros ou que esta se intensificou após a chegada da espécie humana há 12 ou 13 mil anos atrás, e concluem que o fogo pode ser o fator mais determinante na manutenção do campo como vegetação natural e relictual no sul do Brasil.

Soares (1980, 1990) considera que a araucária pode ser uma espécie dependente do fogo, e que este permitiria a sua regeneração, a manutenção de sua dominância e a sua expansão. Aceitando tais suposições, Pillar & Quadros (1997) associaram-nas à predição de Green (1989) de haver um mosaico quando 2 tipos de vegetação propensos ao fogo ocorrerem num ambiente com características abióticas favoráveis a ambos, o que faria do fogo o principal fator para explicar os padrões campo-pinhal no sul do Brasil (também cf. Pillar 2000). No entanto, nenhuma das várias simulações de Green parece semelhante ou aplicável à situação discutida por Pillar (2000, & Quadros 1997); Green (1989:144) inclusive explicita que suas simulações da competição entre espécies (ou tipos de vegetação) em um habitat uniforme consideram duas espécies (ou tipos de vegetação) **similares**, o que obviamente não é o caso de pinhal e campo e viola um pressuposto básico dos modelos de Green, impedindo qualquer associação entre este caso e as simulações de Green, além de questionar a suposição de Pillar & Quadros (1997). Estes ainda consideraram, na sua fig.3, um regime de queimadas inferido a partir dos dados de Behling (1997a) "de uma área similar no Paraná", afirmação e inferências também pouco aceitáveis, diante de alguma possibilidade de ocorrência de queimadas naturais naquele estado e da aparente impossibilidade de estas ocorrerem no RS, a não ser que tais autores (e talvez também Heringer & Jacques 2001) estejam considerando possíveis incêndios provocados por ameríndios. Além disso, há a ausência de qualquer menção de Behling (1995a) sobre algum efeito ou evidência de queimadas pretéritas na região dos Aparados e sua recente afirmação sobre a provável raridade de queimadas no sul do Brasil durante os períodos glaciais (Behling 2002). A perturbação pelo fogo é um dos fatores discutidos por Becker (2000) em sua tentativa de verificar uma hipótese para o domínio das angiospermas sobre as coníferas, mas também sem chegar a uma comprovação.

6.2.9.3. As queimadas antrópicas e as atuais matinhas nebulares

A queimada é uma prática secular nos Aparados, pois acompanha a criação de gado desde a introdução deste na região há cerca de 250 anos. A grande maioria dos campos próximos aos Aparados surgiu pelas contínuas e sucessivas queimadas das MNs em épocas secas, destruindo-se assim paulatinamente a cobertura arbustiva e arbórea, para originar campos inicialmente "sujos", que são tornados "limpos" pela continuidade das queimadas anuais, como bem afirma Reitz (1965:57). Fonseca (1985) menciona o mesmo tipo de processo para a mata atlântica de MG, mas curiosamente exclui as matas catarinenses de sua concepção da "floresta Atlântica". Cavelier *et alii* (1998) discutem a mesma situação para matas colombianas, mostrando fotos muito semelhantes a situações encontradas no Parque Nacional de São Joaquim, com matas insulares em pequenos vales e cercadas por campos que dominam a paisagem.

Esta prática secular já foi responsável pela eliminação de pelo menos metade das MNs que existiam nas regiões planas e encostas suaves dos Aparados. Schnell (1950:71) já destacava a extrema sensibilidade das matinhas montanas africanas ao fogo, vulnerabilidade que não ocorre nas matas equatoriais de planície, praticamente incombustíveis. A localização das MNs remanescentes nos Aparados restringe-se fortemente às encostas mais declivosas e às escarpas, como conseqüência em grande parte da forma de ação do fogo, cujo deslocamento é inibido no sentido de cima para baixo e em áreas menos atingidas pelo vento, bem como em relevo topograficamente irregular. Assim, áreas planas e seguidamente atingidas pelo vento permitem uma propagação do fogo que não seja afetada por mudanças abruptas no relevo (Kellman & Tackaberry 1997:189, DeLong & Kessler 2000).

As queimadas provocam destruição direta de comunidades ou indivíduos, no último caso diminuindo a densidade da comunidade e favorecendo espécies invasoras e/ou pioneiras; também impedem a regeneração e a

natural expansão das MNs, especialmente de suas margens, por matarem indivíduos jovens que substituiriam os velhos e decrépitos (que eventualmente podem sobreviver ao fogo de baixa intensidade), e novamente reduzindo a densidade do componente arbóreo e selecionando espécies pioneiras; os efeitos sobre animais polinizadores e dispersores também são prováveis, mas menos comprovados. Segundo Sinton *et alii* (2000), a sucessão florestal que ocorre após grandes incêndios favorece espécies intolerantes à sombra, ao contrário da sucessão que decorre de derrubadas ("windthrow") causadas por ventanias ou furacões, a qual favorece espécies tolerantes à sombra.

A forma de as queimadas eliminarem as espécies da MN pode ser compreendida pela combinação das descrições de Uhl *et alii* (1981, 1982, 1988), Woods (1989), Cochrane & Schulze (1998, 1999), Laurance & Williamson (2001) e Cochrane & Laurance (2002): eventuais secas, algumas bem prolongadas, deixam a MN mais suscetível à ação do fogo, especialmente em áreas onde tiver ocorrido algum tipo de desmatamento, seja para extração de madeira (lenha, moirões), colocação de cercas, construção de estradas ou linhas elétricas, estabelecimento de trilhas e/ou pastagem para o gado, etc. O acúmulo de matéria seca, morta naturalmente ou pelos cortes antrópicos, fornece o combustível para a expansão e maior duração dos incêndios provocados pelos produtores rurais nas áreas campestres ou diretamente em áreas de MN com matéria seca acumulada.

O impacto do fogo é mais drástico que o simples desmatamento a machado ou motosserra, porque causa a morte da maioria das plântulas e plantas jovens (mais sensíveis ao fogo que os adultos) e uma redução significativa do tamanho e da diversidade do banco de sementes do solo, além de, pelo grande aquecimento do solo, afetar dramaticamente as populações de microrganismos e animais que aí vivem, contribuindo para desequilibrar ainda mais o ecossistema e reduzir sua capacidade de regeneração, esta também prejudicada pela perda de nutrientes durante e após a queimada. A redução da densidade da MN e a abertura de espaços no seu dossel e nas suas margens permitem a invasão de espécies campestres ou sucessionais, muitas anuais e mais combustíveis, além de criar alterações abióticas que deixam as áreas mais quentes e secas, e ainda muito mais sujeitas a novas queimadas, como descrevem Janzen (1986a, para a Costa Rica, África e Austrália), Williamson *et alii* (1986, para a Costa Rica), Cramer (2001, para o Mediterrâneo) e Cochrane (2000, 2001; & Schulze 1998, 1999; & Laurance 2002), Nepstad *et alii* (2000, 2001) e Laurance & Williamson (2001) para a Amazônia brasileira.

Portanto, a repetição das queimadas, dando um caráter cíclico ou recorrente a este grave distúrbio e tornando o fogo um componente regular do regime de perturbação, deixa as matas cada vez mais suscetíveis, e à medida que mais matas são queimadas, as chances de retorno do fogo também aumentam, reduzindo a possibilidade de uma reconstituição da floresta (Cochrane *et alii* 1999, Goldammer 1999, Gascon *et alii* 2000, Nepstad *et alii* 2001, Cochrane & Laurance 2002, Kozlowski 2002). Na Amazônia, nas matas mais fortemente afetadas por queimadas repetidas, 9 dias sem chuva já são suficientes para deixar praticamente todas elas inflamáveis, enquanto nas matas já queimadas, mas sem uma repetição intensa, 16 dias sem chuva já são suficientes para deixar inflamável pelo menos 50% da área delas, o que faz do fogo a perturbação dominante na região estudada (Cochrane & Schulze 1999) e inspirou o título de Laurance & Fearnside (1999); além disso, em relação à primeira queimada, um fogo florestal subseqüente é muito mais intenso, com liberação de calor 10 vezes maior ou até mais, o que torna as queimadas posteriores muito mais danosas que a primeira (Cochrane 2000, 2001, *et alii* 1999, & Laurance 2002).

Queimadas recorrentes em intervalos menores que 90 anos podem eliminar espécies arbóreas das matas pluviais, enquanto intervalos de menos de 20 anos podem erradicar as árvores completamente, levando inevitavelmente a uma vegetação savânica ou graminóide (Cochrane *et alii* 1999) e provocando reduções nas precipitações pluviais em decorrência da menor superfície florestal restante (Cochrane & Laurance 2002). Por outro lado, queimadas e desmatamentos nos extremos superiores das matas montanas provocam um rebaixamento do limite altitudinal das árvores que pode atingir várias centenas de metros, como em regiões do páramo equatoriano (Luteyn 1999:19), permitindo a expansão das vegetações abertas que restringiam-se a áreas de maior altitude ou declividade. Além disso, as zonas com maior altitude (700-1200 m) são mais suscetíveis ao fogo, devido à ausência de espécies vegetais tolerantes a ele, que as vegetações de terras baixas (40-200 m) havaianas (D'Antonio *et alii* 2000); observações preliminares parecem confirmar este padrão no sul do Brasil, onde várias espécies da restinga toleram queimadas, enquanto muitas espécies das MNs não parecem tolerá-las.

A recuperação destas MNs dependeria da capacidade de suas espécies arbóreas cobrirem e sombrearem tais áreas abertas; mas, diante do extremamente lento crescimento das espécies das maiores altitudes, que torna tais matas montanas o ecossistema mais frágil dos trópicos (Ewel 1980), a freqüência de repetição das queimadas é quase sempre muito superior à capacidade de as espécies das MNs "cicatrizarem" a maior parte das áreas perturbadas. Além disso, o empobrecimento ainda maior do solo naturalmente pouco fértil das áreas de MNs mais fortemente perturbadas torna a regeneração delas um processo muito mais demorado, aumentando a chance de tais áreas serem atingidas por novas queimadas, porque, como argumenta Kellman (1984), qualquer fator que diminua a taxa de restabelecimento da cobertura arbórea (seca, condições físicas ou químicas do solo, etc.) deixa a vegetação mais sujeita às queimadas. Assim, as queimadas anuais ou bienais vão/foram ampliando as áreas de MNs degradadas ou destruídas, e estas torna(ra)m-se progressivamente mais propensas a novas queimadas que as matas ainda intactas, num terrível e crescente círculo vicioso.

O rebrotamento a partir de tocos e raízes é um dos efeitos da derrubada de árvores nas matas tropicais da Amazônia, África e Ásia (Uhl *et alii* 1981, 1988; Woods 1989), mas foi analisado de modo bem mais amplo por Paciorek *et alii* (2000) e especialmente por Bond & Midgley (2001), que abordam padrões evolutivos e ecológicos, além das implicações para a conservação, bem como por Bellingham & Sparrow (2000) em relação à produtividade local e ao regime de perturbação, e por Del Tredici (2001) para espécies arbóreas temperadas. Esta capacidade de rebrotar durante a regeneração florestal seria reduzida pelo fogo (Whitmore 1991). A rebrota é percebida nitidamente em áreas de MNs recentemente queimadas nos Aparados e é atribuída, aqui, ao fator destrutivo mais freqüente e disseminado, que é o fogo, como também ocorre na Amazônia (Kauffman 1991), Austrália (Specht 1990, Wardell-Johnson 2000, Bell 2001, Clarke & Knox 2002), no cerrado brasileiro (Rizzini 1976, Caldas & Moura 1991) e em outras savanas (Kellman & Tackaberry 1997), em escrubes altimontanos (Janzen 1973), em matas patagônicas (Hueck 1972:419), em matas temperadas estadunidenses (Ellis 2001), na caatinga (Sampaio *et alii* 1993) e em vegetações do tipo "mediterrâneo" (Barbour *et alii* 1999, Lloret *et alii* 1999, Bell 2001).

A repetição das queimadas nos Aparados, porém, mata quase todos os novos brotos, muito mais suscetíveis ao fogo mesmo de incêndios de pequena intensidade, pois estão muito próximos do solo e são ainda pouco lenhosos, e acaba exaurindo a capacidade de rebrota da maioria das espécies e eliminando definitivamente todos os indivíduos arbóreos que sobreviveram por algum tempo ou até diversos anos. Além disso, estas repetidas queimadas nas MNs parecem ter o mesmo efeito das roçadas ("weedings") da Amazônia, responsáveis pela diminuição no número e na massa das plantas lenhosas e pelo aumento das plantas herbáceas (Uhl *et alii* 1982), que acabam dominando o local com a continuidade das queimadas, pois o intervalo entre estas permite a germinação, o florescimento e a disseminação das plantas de ciclo curto, que podem ter grandes densidades e bancos de sementes no local, mas impede a conclusão do ciclo de quase todas as plantas lenhosas (Williamson *et alii* 1986, Uhl 1987, Specht 1990), tanto arbustivas pioneiras (especialmente do gênero *Baccharis*, importantes para o desenvolvimento do "vassoural" ou estágio sucessional arbustivo) quanto todos os tipos de arbóreas.

As perturbações antrópicas para a implantação de pastagens na Amazônia podem destruir **todos** os mecanismos internos de regeneração de um local (Uhl 1987, & Saldarriaga 1988, *et alii* 1988b), exatamente o que parece ter ocorrido na maioria das áreas de MN destruídas nos Aparados, onde também houve homogeneização dos sítios, eliminação dos microhabitats preferenciais de estabelecimento das espécies arbóreas, destruição total da capacidade de rebrota e aparente eliminação do banco de sementes florestais do solo, além de erradicação de MNs em enormes superfícies menos íngremes nas proximidades dos paredões dos Aparados. Nesta dramática situação, a única possibilidade de alguma regeneração florestal nos campos antrópicos está na dispersão de sementes originadas a partir de remanescentes de MNs em locais relativamente distantes; Uhl (1987) considera que tal tipo de dispersão é extremamente improvável na Amazônia, no caso de áreas muito grandes de pastagem, onde também os nutrientes do solo e a questão de microhabitats favoráveis são considerados fundamentais para uma eventual recuperação florestal. Holl (1999, 2002) analisou os mais prováveis fatores limitantes na regeneração de mata montana (1500 m de altitude) em área de pastagem recentemente abandonada, concluindo pela extrema importância da disponibilidade de sementes florestais e pela necessidade de atrair animais que as dispersem, o que também é afirmado por Holl & Kappelle (1999).

Muitas espécies arbóreas das MNs têm uma parcela de seus frutos dispersada por animais, provavelmente aves florestais especialmente, e as atividades destes supostos dispersores geralmente não incluem percursos por áreas abertas ou campestres (aves frugívoras evitam áreas abertas, cf. Alcántara *et alii* 2000, e também a maior parte das espécies de aves tem este comportamento, cf. Uhl *et alii* 1988b, Miriti 1998), o que realmente diminui bastante a chance de eventuais defecações nestas áreas. Por outro lado, as áreas de MN ainda existentes nos Aparados estão cercadas por campos ou em contato direto com eles, o que significa que qualquer clareira ou destruição antrópica nas MNs remanescentes tem, imediatamente, junto a ela ou nas proximidades, fontes de propágulos de gramíneas, ciperáceas, compostas e outras espécies campestres ou de estágio sucessional inicial que podem invadir a área destruída da MN ou a clareira suficientemente ampla, já que seus propágulos são geralmente anemocóricos e produzidos em grande quantidade, e as duas primeiras famílias são quase sempre anemófilas, sendo também favorecidas pela ausência ou redução de animais polinizadores das espécies florestais. Além disso, nas áreas de ecótonos, espécies estoloníferas ou rizomatosas do campo, que geralmente sobrevivem ao fogo, colonizam por via vegetativa as áreas queimadas das bordas das MNs. Assim, as condições atuais parecem favorecer muito mais a dispersão e o estabelecimento de espécies anemocóricas pioneiras que o recrutamento ou a reexpansão das espécies arbóreas e de outras florestais associadas a estas (ervas, arbustos, trepadeiras e epífitos).

Uma possibilidade muito interessante de reversão parcial desta terrível tendência ou perspectiva é dada pela existência de árvores sobreviventes ou plantadas, mesmo que inicialmente isoladas na pastagem ou num resto de MN, as quais podem facilitar o estabelecimento de outras espécies lenhosas por simultaneamente atraírem dispersores de propágulos, sombrearem a agressiva vegetação campestre herbácea e atenuarem a radiação e a temperatura (Uhl 1987; Nepstad *et alii* 1991, 1996b; Finegan 1996; Holl 1999, 2002; Holl & Kappelle 1999; Zahawi & Augspurger 1999; Slocum & Horvitz 2000; Dick 2001; Guariguata & Ostertag 2001; Kozlowski 2002), produzindo condições microambientais atmosféricas e do solo mais semelhantes às das MNs e favoráveis à germinação de outras espécies florestais, inclusive climáxicas, como comprovaram Guevara *et alii* (1986, 1992, 1998) e Galindo-González *et alii* (2000) em áreas tropicais mexicanas dominadas por pastagens antrópicas (ver seção 6.2.1).

Outras alternativas viáveis de regeneração florestal são detalhadas por Lamb *et alii* (1997), Murcia (1997), Wunderle Jr. (1997), Holl & Kappelle (1999) e Kozlowski (2002). Mesmo árvores cultivadas (Coelho & Castellani 1998) e poleiros artificiais aumentam muito o número de propágulos nas suas proximidades (Melo *et alii* 2000), tendo maior importância em locais mais afastados da floresta (Miriti 1998), embora tais poleiros não melhorem as condições abióticas para espécies do interior da mata. No entanto, as repetidas queimadas reduzem ou eliminam esta possibilidade de criação de novos núcleos de MN ("núcleo expansivo" senso Rambo 1953a:163), pois acabam matando tais árvores ou grupos isolados, além de destruir os "vassourais" que fazem parte do processo sucessional de regeneração das MNs (Sobral 1992a), impedindo um verdadeiro **reflorestamento** e invertendo o que seria a atual tendência natural de expansão da MN sobre as vegetações abertas.

Nas MNs, as árvores sobreviventes à(s) passagem(ns) do fogo geralmente têm tamanhos muito mais reduzidos (em alguns casos aproximando-se do nanismo), em função de perdas e diminuição da parte aérea. Mesmo no cerrado, onde a maioria das plantas lenhosas pode resistir à passagem do fogo, elas sofrem redução na sua altura (Caldas & Moura 1991), o que também foi verificado no páramo (Williamson *et alii* 1986). Estas árvores queimadas das MNs ainda apresentam padrões de ramificação completamente anômalos, pois, após a queima e a morte da folhagem e dos ramos jovens, as brotações e o desenvolvimento de novas folhas parecem concentrar-se em alguns pontos dos troncos e ramos grossos sobreviventes (reações também constatadas em várias espécies lenhosas do cerrado, por Rizzini 1976, Caldas & Moura 1991, Coutinho 1992, Mendes *et alii* 1999), onde forma-se um grande número de ramos finos, que parecem competir entre si por luminosidade e acabam dando uma nova arquitetura para as ramificações da árvore (Falkenberg 1997). Apesar destes aspectos, as árvores mais velhas e/ou maiores (possuidoras de cascas mais grossas) geralmente têm mais possibilidade de sobreviverem às queimadas que plantas com caules jovens (Lindenmayer *et alii* 1999), e podem ser importantes na regeneração mais rápida de áreas queimadas, já que o processo sucessional aí não precisaria depender totalmente da colonização por novos elementos.

Registramos aqui a dúvida se a intensa ramificação basal de *Myrceugenia regnelliana* no Morro da Igreja não poderia ser uma antiga resposta ao incêndio de 1951, hipótese que ainda não pudemos confirmar e

nem descartar. Mendes *et alii* (1999) encontraram diferentes locais e intensidades de brotação pós-fogo em 32 espécies, e enfatizam a importância da casca das árvores como proteção física aos tecidos vivos internos e às gemas laterais, as quais, ao desenvolverem-se, propiciarão a recuperação dos indivíduos sobreviventes. Pequenas diferenças na espessura da casca produzem grandes diferenças na resistência ao fogo, pois a duração do pulso de calor necessário para matar o câmbio é proporcional ao quadrado da espessura da casca (Bond & van Wilgen 1996). No caso das árvores da MN, cujas cascas são muito menos desenvolvidas ou espessas que as das espécies do cerrado, não chegou a ser feita qualquer comparação entre as respostas das diferentes espécies, o que é um estudo necessário, mas é possível esperar reações tão variadas quanto as encontradas por Mendes *et alii* (1999).

Um aspecto quase desconsiderado do fogo é o seu impacto nos sistemas radiculares ou subterrâneos, os quais são tradicionalmente pouco conhecidos e pesquisados mesmo em situações extra-fogo. Muitas plantas savanícolas apresentam profundos e rijos xilopódios e outros órgãos, que conferem a elas considerável resistência (Rizzini 1976, Coutinho 1992, Odion & Davis 2000) e até vantagem sob diversas freqüências e intensidades de queimadas. No entanto, nas florestas tropicais, tal tipo de sistema armazenador praticamente inexiste. Sanford Jr. & Cuevas (1996) comprovam os grandes efeitos do desmatamento seguido de queimada sobre a massa e mortalidade das raízes de árvores, e demonstram o longo tempo necessário para recuperar a acumulação da massa radicular, que é paralela ao acúmulo de massa foliar durante a sucessão, indicando que o carbono é acumulado, na sucessão após desmatamento e queimada, em proporção semelhante por raízes finas e folhas. A magnitude da conservação de nutrientes pelas raízes finas é difícil de ser quantificada, mas provavelmente é alta; a mortalidade destas raízes após perturbação ampliou de modo significativo a nitrificação e diminuiu as reservas de cátions e o pH no solo de mata montana (Silver *et alii* 1996).

Rambo (1953b:201, 203-4; 1956b:389) e Klein (1978) atribuem grandes destruições na MN aos descontrolados, intensos e prolongados incêndios florestais do inverno de 1951. Para Klein (1978:9), "esta vegetação, tão singular, foi quase totalmente destruída", e "diversas dezenas de espécies, provavelmente desapareceram para sempre do planeta, durante o incêndio de 1951, antes mesmo que pudessem ter sido detectadas e registradas pela ciência" (Klein 1988b:14), referindo-se agora à vegetação do Parque Nacional de Aparados da Serra. Leite & Klein (1990:145) e Klein (1990:15) repetem esta última afirmação, mas referindo-se a endemismos da Serra Geral eliminados pelo incêndio de 1951 nos Parques Nacionais de São Joaquim e de Aparados da Serra. Behling (1995a:129) chega ao exagero de afirmar que a MN desapareceu completamente em 1951, devido ao incêndio. Porém, mesmo os grandes incêndios geralmente apresentam expansão irregular, deixando áreas menos perturbadas (Ough 2001) ou mesmo não-queimadas (Lindenmayer *et alii* 1999, 2000b, & McCarthy 2002), por serem mais úmidas (Jasinski & Angelstam 2002) ou por terem relevos heterogêneos (Kellman & Tackaberry 1997:189, DeLong & Kessler 2000, Lindenmayer *et alii* 1999) que diminuem ou impedem a queima. Diversas pessoas com quem conversamos durante as expedições confirmaram a grande intensidade e duração (2-3 meses) e o caráter incontrolável dos incêndios no inverno de 1951 (iniciados no final de junho, continuando até agosto, e só encerrando com chuvas ocorridas na metade de setembro), que teriam destruído também grande parte dos pinhais, embora muitos pinheiros tenham sobrevivido; a maioria dos pinheiros mortos foi vendida para madeireiras e exportada para a Argentina, a um preço muito baixo.

No entanto, é muito difícil avaliar atualmente o impacto de tais destruições sobre o conjunto florístico ou vegetacional das MNs, passado meio século do acontecimento. O que se observa, e os próprios autores brasileiros acima citados comentam, é que houve regeneração, pelo menos parcial, das áreas atingidas, possibilitando que hoje se encontrem grandes massas vegetacionais tanto em áreas mais planas quanto em paredões quase verticais, o que se pode perceber pelas fotografias que acompanham esta tese. A campo, não foi possível identificar áreas queimadas e não queimadas naquele ano, o que nos impediu de atribuir alguma diferença entre áreas ao possível efeito daqueles incêndios. Também Buss *et alii* (2000:72) foram incapazes de perceber atualmente qualquer sinal da perda quase que total ocorrida na vegetação das escarpas em Timbé do Sul, SC, após tal incêndio. Behling (1995a:138) atribui a este incêndio uma grande redução na deposição polínica do tipo *Weinmannia* e uma expansão de *Mimosa taimbensis* na região do Morro da Igreja. É muito provável que isto de fato reflita mudanças florísticas ocorridas nos anos seguintes ao incêndio, e que permanecem ainda nos dias atuais, talvez até repetidas e ampliadas em várias áreas que foram ocupadas pela pecuária e por trilhas na MN apenas nas últimas décadas, e especialmente após a construção da estrada até o topo do Morro.

Consideramos que uma análise profunda dos efeitos dos incêndios naquele ano, a partir de fotografias aéreas, notícias e fotos em jornais e revistas, bem como do depoimento de antigos habitantes da região e estudos na linha de Henry & Swan (1974), Piperno & Becker (1996), DeLong & Kessler (2000), Sinton *et alii* (2000), Freitas *et alii* (2001), Ough (2001) e Jasinski & Angelstam (2002), é uma séria prioridade para melhor compreendermos os efeitos do fogo na região e as possibilidades de regeneração florestal. No Paraná, Soares (1990) registra que cerca de 500.000 ha de matas nativas (principalmente pinhais) foram atingidos pelo fogo em 1963, no que teria sido o maior incêndio florestal já ocorrido no Brasil, tendo queimado uma área de 2 milhões de ha; o estudo da regeneração nestas áreas também seria uma importante contribuição ao entendimento dos efeitos do fogo. Nos EUA, Ziegler (2000) encontrou várias diferenças entre a estrutura de matas queimadas na primeira década do século 20 e a de matas não-queimadas; tais indicadores (bem como os de DeLong & Kessler 2000, Lindenmayer *et alii* 2000b, Lindenmayer & McCarthy 2002, Nilsson *et alii* 2002, Pedlar *et alii* 2002) podem servir como base para uma tentativa de avaliação das matas sul-brasileiras afetadas pelos incêndios de 1951 e 1963 e de como se deu a regeneração de algumas delas.

Outro aspecto da influência pirogênica é o evidente efeito das queimadas sobre as bordas de MNs em contato com o campo hoje em dia. Uma faixa marginal de MN de pelo menos 1-3 m de largura em média por ano é destruída pelo fogo em cada fragmento ou mancha de MN em contato com o campo queimado, o que significa um avanço contínuo do campo e da capoeira transicional ("vassoural") e uma conseqüente redução da superfície de MNs, devido às periódicas queimadas anuais dos campos no inverno. A penetração do fogo nestas bordas das MNs geralmente não é maior (exceto em anos mais secos) tanto por causa da diferente serapilheira (mais úmida, menos inflamável e com mais nutrientes) das matas (em relação à fitomassa do campo) como pelo microclima florestal ser mais úmido e menos quente (cf. Kellman & Tackaberry 1997), além de as MNs estarem atualmente quase restritas às escarpas, onde o movimento de descida do fogo é inibido pelo fato de a transferência de calor neste caso ser majoritariamente em sentido oposto ao da fitomassa combustível (Van Wagner 1988), o que dificulta ou impede a continuidade da propagação do fogo.

Na Amazônia, foi constatada uma interação entre a ocorrência de queimadas na vegetação circundante de fragmentos florestais recentemente isolados e a área destes fragmentos, com efeitos comprovados sobre as comunidades de lepidópteros (trabalhos de Brown Jr. e Hutchings, citados por Bierregaard Jr. *et alii* 1992). Quando a queimada em torno dos fragmentos era intensa, o número de espécies de borboletas no fragmento era reduzido, talvez devido à fumigação do fragmento por fumaça, e somente depois de um ano o número de espécies retornava ao nível pré-isolamento e continuava a aumentar, com mais espécies sendo encontradas em fragmento de 10 ha que em fragmentos de 1 ha. Quando os arredores do fragmento não eram queimados, em poucos meses o número de espécies de borboletas, tanto nos fragmentos de 1 quanto de 10 ha, superava aqueles encontrados em áreas similares de floresta contínua. Se borboletas de fragmentos de 1 a 10 ha de mata amazônica já eram prejudicadas pela queimada, o que se pode esperar nos fragmentos de MN até menores que isto nos Aparados?

O governo federal possui 2 programas para a prevenção e o combate às queimadas: o Prevfogo (Sistema de Nacional de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais, criado em 1989; Dias 1998:52-66) e o ProArco (Programa de Prevenção a Queimadas e Incêndios Florestais no Arco do Desflorestamento, criado em 1998), este restrito à Amazônia e o primeiro objetivando cobrir todo o país. Porém, ou estão sendo investidos poucos recursos financeiros nestes programas ou os recursos estão sendo desperdiçados, pois não há resultado visível da ação governamental neste problema, a não ser a publicação de cartilhas sobre como fazer queimadas: ver especialmente Ibama/Prevfogo (1995) e também Silva (1998), que "orienta ... como o produtor rural deve fazer uma queimada controlada". Embora Dias (1998), Martins (2000) e uma campanha publicitária do Ministério do Meio Ambiente (MMA) ocupando duas páginas de jornais brasileiros em fevereiro de 2002 (durante o último mês da gestão do ministro Sarney Filho, anunciando que o MMA "diminuiu em 86% os incêndios florestais no Brasil") pretendam ocultar a ineficiência do MMA e do restante do governo federal no combate às queimadas, tais tentativas enganosas de mostrar ações nesta área só podem ser recebidas com revolta, a qual também sentimos em relação ao governo catarinense, absolutamente omisso e despreocupado com a questão. Tudo isto nos obriga a concordar com Ferreira & Resende (2000): "Diante do descaso e do despreparo das autoridades brasileiras, o fogo queima o País, deixando um rastro de destruição, morte e prejuízos incalculáveis."

É provável que, enquanto os pecuaristas dos Aparados não forem forçados a encarar as queimadas como um **problema**, e não como um costume, elas continuem a ocorrer e a destruir. A única forma de os proprietários sentirem que as queimadas são um problema é os órgãos governamentais da área ambiental fiscalizarem e punirem os crimes que as queimadas representam. E a legislação já prevê tais crimes, tanto nos Códigos Penal (Artigo 250) e Civil (Artigo 159), quanto no Florestal (Lei 4771/65, Artigo 27), puníveis com reclusão, multa ou indenização. Ou seja, basta simplesmente que as leis sejam cumpridas para resolver um dos maiores problemas das MNs dos Aparados e de suas espécies. Novamente, não há necessidade de grandes estudos ou de pesquisas científicas. Basta, apenas, o respeito às leis, que já são bem antigas, não se tratando de qualquer novidade ou modernismo, e muito menos de legislação estabelecida após pressão dos grupos conservacionistas. Como lembra Vane-Wright (1996), os direitos individuais (como o da propriedade) trazem consigo responsabilidades e obrigações, e estas estendem-se à fauna e à vegetação, ou seja, o proprietário ou usuário da terra tem a responsabilidade de minimizar os impactos sobre a biodiversidade local.

Algumas pessoas defendem ou toleram as queimadas, argumentando sobre a tradição destas no planalto. Lembramos, apenas, que a antropofagia foi prática tradicional durante milênios nesta terra, e que a escravidão foi prática tradicional da nossa espécie em diversas regiões do planeta até o século 19, quando o nosso foi o último país do mundo a proibir tal "tradição" (e a extinguir o tráfico de escravos que esteve na raiz do desenvolvimento da agricultura colonial e das grandes monoculturas, outra invenção do colonialismo, cf. Lutzenberger 2001; sobre o tripé escravidão-monocultura-escravismo, e sua relação com a questão ambiental, ver também Pádua 2002), sob protestos de inúmeros proprietários rurais antiabolicionistas, que afirmavam ser necessária a continuidade de tal prática, para evitar o colapso da produção agrícola brasileira. Ou seja, tradição nem sempre é algo que possamos nos orgulhar de manter ou que devamos defender ou tolerar.

Nossa posição em relação ao uso do fogo nos Aparados e mesmo no sul do Brasil pode ser resumida aqui: **a Natureza leva um ou vários anos para produzir uma quantidade de fitomassa, e é absurdo alguém acender um palito de fósforo, incinerar tal matéria orgânica sem qualquer proveito, desperdiçando os recursos e a energia ali armazenados, e ainda causar enorme mortandade nas formas de vida ocupantes da área. Não é possível que algum técnico prescreva, aceite ou entenda algo assim!**

6.2.10. Efeitos do pastoreio

O gado também é um fator muito antigo na região dos Aparados (Rambo 1953b:209, 1956a; Cabral 1970; Schüler Sobrinho 2000), com pelo menos 250 anos de atuação. Praticamente todas as estradas que descem dos Aparados para o litoral (Fotos 2 e 12) foram criadas a partir de antigas trilhas de transporte do gado pelos "tropeiros". Apesar de vários relatos sobre a criação de porcos soltos no interior das matas da região na primeira metade do século 20 (os quais eram inclusive caçados e "roubados" pelos "bugres", o que foi um dos tantos motivos para os colonizadores brancos exterminarem estes índios), não encontramos qualquer local em que isto ainda estivesse ocorrendo. Tais relatos demonstram que o gado bovino não foi o único tipo de animal exótico a impactar o interior das MNs, e os efeitos catastróficos dos suínos na submata de florestas já foram descritos em várias regiões do mundo. Porém, no restante desta seção, vamos nos restringir muito à ação de bois e vacas, que foram e são muito mais numerosos que os cavalos, usados para transporte humano ou para manejar o gado bovino, e que os muares, talvez até mais comuns que os cavalos em séculos anteriores (Schüler Sobrinho 2000:148). Sobre os efeitos do gado na vegetação campestre, ver Nabinger (2002) e referências aí citadas. Diversos são os indícios perceptíveis da presença ou influência do gado no interior das MNs, como fezes, pegadas, plantas herbivoradas (especialmente taquaras), trilhas ou carreiros, revolvimento do solo, entre outros. Estas MNs têm sido fundamentais no atendimento de diversos requisitos necessários ao conforto do gado criado na região.

O gado bovino europeu é um grande freqüentador do interior das MNs. No inverno, aí, ele encontra forragem de boa qualidade (com destaque para os carás – taquarinhas do gênero *Chusquea*, especialmente *C. mimosa* McClure & L.B. Smith) e proteção contra os fortes e gélidos ventos, quando a forragem está seca e morta no campo e as condições meteorológicas neste são mais desfavoráveis. No verão, a MN é o principal local onde o gado pode se abrigar da intensa radiação solar (cuja inclinação, nesta estação, é semelhante à (ou menor que) na linha do Equador, cf. Nimer & Oliveira 1990:166) nos horários próximos do meio-dia, que produz altíssimas temperaturas do ar e solo (no campo) e da pele dos animais, especialmente os de cor mais

escura; além disso, o gado encontra, nas MNs, regatos onde pode saciar a sede, confirmando a enorme importância das MNs em proverem locais de maior conforto para os rebanhos criados nos Aparados.

É importante destacar que os grandes herbívoros delimitam sua área de ocupação em torno da(s) fonte(s) de água, seu mais vital item de consumo, e no caso do gado bovino o limite de afastamento dos animais em relação à fonte de água seria de no máximo 1,6 km (Stuth 1991), mas o tamanho do rebanho também parece afetar tal distância (Coppolillo 2000). A presença do gado e seus efeitos em praticamente todas as nascentes de cursos d'água que fluem para o oeste/planalto merece(m) uma atenção maior quanto à qualidade da água, pois é possível que a quantidade de urina e fezes possa afetar negativamente as condições ecológicas destas águas.

Gregory (1995) analisa detalhadamente a importância, a influência e os efeitos da cobertura arbórea protetora para o gado e sobre a pastagem campestre adjacente. O gado doméstico (da mesma forma que grandes herbívoros selvagens) possui uma necessidade inerente (mas latente) de ter uma cobertura vegetacional sob a qual se proteger, tanto de predadores quanto de condições meteorológicas menos favoráveis (Barnes *et alii* 1991). A grande abundância de mutucas (ou "butucas", como são chamados nos Aparados os dípteros tabanídeos com fêmeas hematófagas de picadas dolorosas e machos sugadores de vegetais) nestas MNs, no verão, às vezes expulsa as reses para fora, pois a ocorrência destas moscas é muito menor no campo aberto; as opções disponíveis para o gado não são animadoras: se ficar na MN, as mutucas picam; se correr para o campo, o sol torra.

Mesmo o efeito de árvores isoladas não pode ser desprezado, especialmente se possuidoras de grandes copas. Guevara *et alii* (1992, 1998) mostram que estas árvores são elementos-chave em diversos processos biológicos e que suas copas expandem-se após o corte das árvores vizinhas, resultando em coberturas maiores que as dos indivíduos na mata intacta e apresentando também folhagem em alturas inferiores às normais do interior da floresta, em virtude da rebrota das partes basais dos troncos que recebem alta radiação solar. Segundo Slocum & Horvitz (2000), as árvores com frutos carnosos recebem maior número de sementes sob suas copas (o que surpreendentemente não foi encontrado no caso de copas de arbustos por Willson & Crome 1989), mas a arquitetura (densidade de folhas) da copa e a distância de um fragmento remanescente não parecem influenciar este número de sementes (Slocum & Horvitz 2000), embora arbustos com copas mais densas tenham mais sementes sob a copa (Alcántara *et alii* 2000). Os efeitos de árvores isoladas em termos de recuperação florestal e manutenção da riqueza de espécies vegetais são tratados por Guevara *et alii* (1986, 1992, 1998), Hietz-Seifert *et alii* (1996), Nepstad *et alii* (1991, 1996b), Metzger *et alii* (1999), Otero-Arnaiz *et alii* (1999), Galindo-González *et alii* (2000) e Slocum & Horvitz (2000) – ver seção 6.2.1. Tais efeitos são mais evidentes nas regiões de matas brasileiras com maior porte, onde árvores capazes de influenciar dezenas de metros quadrados de superfície de solo foram poupadas nas derrubadas (ver Gonçalves & Waechter 2001a,b, sobre a manutenção de epífitos em figueiras isoladas), mas não podemos ignorar as pequenas árvores sobreviventes das MNs (mesmo que com poucos metros quadrados de solo influenciados sob cada uma), diante da demora na regeneração destas áreas antes ocupadas pelas MNs.

6.2.10.1. Herbívoros em florestas

Os ecossistemas florestais geralmente não possuem grande número de vertebrados herbívoros, e os frugívoros são o grupo dominante deles na maioria das matas tropicais, apresentando uma massa de cerca de 16 kg/ha (Terborgh 1986). Também na mata amazônica, a massa animal é muito pequena: 30 kg/ha de herbívoros e 15 kg/ha de carnívoros (Kubitzki 1989), enquanto em matas panamenhas é ainda menor, atingindo 13 e 8 kg/ha, respectivamente (Golley *et alii* 1978:46). Mesmo na exuberante Mata Atlântica brasileira, a massa animal de um hectare dificilmente passaria de 100 kg se incluísse todos os vertebrados não voadores, podendo ser considerada "pobre", se comparada com as centenas de toneladas por hectare da fitomassa (Dean 1996:33). Embora a massa de vertebrados folívoros seja geralmente baixa quando comparada com a dos insetos numa floresta, eles sem dúvida exercem pressão seletiva sobre certas espécies vegetais e influenciam a estrutura da vegetação (Janzen 1983b).

Os mais importantes herbívoros ou usuários de plantas nas florestas neotropicais são os insetos (especialmente as formigas), responsáveis pelo consumo de 8 a 10% da superfície foliar de vários tipos de floresta anualmente (Golley 1983); na mata de Barro Colorado, os insetos consomem anualmente 12,5% da folhagem e os vertebrados apenas 2,4% (Leigh Jr. 1975). As formigas cortadeiras dos gêneros *Atta* e

Acromyrmex são os "herbívoros" (na verdade, as formigas não consomem as partes vegetais cortadas, já que estas são usadas para nutrir fungos dentro dos formigueiros) dominantes na região Neotropical, onde apenas *Atta* corta entre 12 e 17% da produção de folhas dos ecossistemas florestais (Zeh *et alii* 1999; ver também Rao *et alii* 2001); nas MNs dos Aparados, este tipo de inseto provavelmente não atinge tal efeito, pois apenas pequenas e raras colônias de formigas cortadeiras foram observadas em alguns pontos na beira das MNs ou especialmente em capoeiras dominadas por *Baccharis* e *Eupatorium*, o que está de acordo com a raridade ou ausência de formigas nas matas nebulares mais frias (Webster 1995). Além disso, as taxas de herbivoria diminuem com o aumento da altitude, representando cerca de 4% da folhagem em matas montanas (725 m de altitude) de Porto Rico (Weaver & Murphy 1990) e 10% da folhagem da submata e 4% das folhas do dossel em matas nebulares (1400 m de altitude) mexicanas (Williams-Linera 1999), o que nos faz esperar valores originalmente inferiores nas MNs dos Aparados.

A eficiência de assimilação de insetos herbívoros é de cerca de 40%, enquanto a dos mamíferos herbívoros varia de 1,5 a 3%, em função da necessidade e dos custos da termorregulação dos últimos, limitação que os força a terem comportamento alimentar mais generalizado que os insetos e a dependerem muito dos sistemas de "detoxificação" microbiana (Huston & Gilbert 1996). A lesão e o consumo de folhas por herbívoros pode ser um fluxo significativo de nutrientes no sistema florestal, com chance de estes nutrientes serem perdidos através das fezes ou dos cadáveres (Golley 1983). Janzen (1973) considera que a baixa taxa de crescimento das plantas em áreas de grande altitude deve ter um efeito severamente redutor na massa e riqueza de espécies de herbívoros, sendo até esperada uma pequena comunidade deles mesmo que as espécies vegetais tenham excepcional valor forrageiro. Assim, a recente influência enorme dos bovinos provavelmente significa ou um grande aumento da taxa de herbivoria nas MNs (se os bovinos não interferirem na intensidade de herbivoria dos demais grupos animais) ou uma substituição parcial, reduzindo a herbivoria de invertebrados e/ou de pequenos mamíferos, mas em qualquer caso sendo absolutamente menos eficiente e, portanto, mais custosa para as MNs, além de a massa destes animais ser, posteriormente, exportada do ecossistema e, assim, significar a perda de nutrientes da região.

Merece destaque a inexistência de grandes herbívoros (com massa acima de 350 kg), em tempos recentes, nas formações vegetacionais sul-brasileiras (inclusive campestres, cf. Nabinger 2002). Os campos sul-americanos formaram-se livres de grandes manadas de vertebrados herbívoros (Burkart 1975), mas há referências a fósseis de mamíferos megaerbívoros de Equidae (*Equus*), Camelidae e Cervideae até 8 mil anos atrás (Pillar & Quadros 1997) ou entre 7 e 10 mil anos atrás, tendo grande parte das espécies de mamíferos típicos do Pleistoceno sobrevivido até este período (Bigarella *et alii* 1975:460, Paula Couto 1975). Estes animais poderiam ter populações com massa chegando a 50-100 kg/ha (Bombin 1975:17) ou a 170-200 kg/ha (F.L.F. Quadros, UFSM, com. pess.), e sua extinção está associada à caça pelos ameríndios (Leigh Jr. 1999, Suguio 1999:62, Fernandez 2000, Guimarães Jr. & Galetti 2001, Raw 2001), o que também poderia ter influenciado (junto com as mudanças climáticas) a expansão das matas e redução das vegetações abertas (Brown 1995:206-9, MacFadden 2000), embora alguns (ver Ab'Sáber 1989:15) prefiram atribuir tais extinções simplesmente às alterações climáticas (o que é discutido e rejeitado por Wilson 1994:263-72, Alroy 2001, Anônimo 2001, Roberts *et alii* 2001) e à falta de versatilidade destas espécies (Ab'Sáber 1989).

Na verdade, estas espécies sobreviveram a diversas mudanças climáticas similares durante o Quaternário, mas não resistiram ao contato com as crescentes populações humanas e à perseguição que sofreram por parte destas (como discutido por Diamond 2000 e Holdaway & Jacomb 2000 para todas as 11 espécies de moas, grandes aves com 20 a 250 kg, extintas pelos polinésios colonizadores da Nova Zelândia - ancestrais dos atuais maoris - antes da chegada dos europeus), com artefatos e artifícios cada vez mais desenvolvidos, que contribuíram para extinguir as cada vez mais decrescentes populações dos maiores animais. A análise de interações paleoecológicas entre herbívoros e vegetação é muito bem discutida por Bradshaw & Mitchell (1999), em perspectivas temporais de milhões, milhares e centenas de anos.

O herbívoro brasileiro de maior porte atualmente é a anta, que provavelmente não habitava as MNs, já que ocupa matas altas e fechadas, próximas de grandes corpos d'água (Silva 1984). Outro herbívoro de grande porte é o cervo-do-pantanal, cuja massa pode se aproximar de 150 kg, mas que vive apenas em grandes banhados (Silva 1984). Os demais herbívoros sul-brasileiros são de pequeno porte, dificilmente ultrapassando 50 kg, como alguns tipos de veados (mateiros, de cerca de 20 kg, ou campeiros, de até 40 kg), porcos-do-mato (de 20-30 kg) e capivaras, roedores semi-aquáticos de 25-50 kg, que vivem sempre à beira d'água (Silva

1984). Capivaras nunca foram observadas durante nossas expedições, e veados foram vistos apenas 3, sempre no campo e solitários, indicando, aparentemente, inexistência das primeiras e densidades populacionais baixas dos últimos na MN. Os porcos-do-mato ou catetos, pelo fato de andarem em grupos e terem uma massa corporal de 20-30 kg, poderiam ser herbívoros significativos, mas alimentam-se especialmente de frutos caídos no chão e também de pequenos animais, além de folhas, ramos e raízes (Silva 1984), o que não parece fazer deles grandes consumidores da fitomassa da MN, e nunca foram vistos em nossas expedições.

Entre os animais de maior porte avistados durante as expedições, excluindo os tamanduás-mirins (exclusivamente insetívoros), citamos os quatis, graxains e tatus, os 3 com massa máxima entre 5-10 kg e alimentando-se de pequenos animais e vegetais (Silva 1984), como os prováveis maiores e mais populosos vertebrados consumidores de partes vegetais nas MNs. A mesma impressão que tivemos de uma fauna bastante pobre nas MNs já foi sentida por Ule (1895:194), que considerou paupérrima a fauna das regiões mais elevadas do Itatiaia, referindo-se especialmente aos vertebrados. Portanto, não parece se tratar simplesmente de redução faunística provocada por caça, desmatamentos, queimadas, fragmentação dos remanescentes, ou mesmo da combinação de todos estes fatores, cada um dos quais certamente contribuiu para reduzir ainda mais uma fauna que naturalmente já era relativamente pobre.

Como se vê, não há nos Aparados qualquer animal nativo semelhante a um bovino ou eqüino, que são os atuais habitantes e maiores herbívoros das poucas MNs remanescentes. A massa destes animais é referida geralmente em termos de UA (unidade animal, correspondente a 500 kg cada uma, valor estabelecido a partir do Congresso Mundial de Pastagem de 1993, cf. Machado 1999:65); uma UA é responsável pela produção de cerca de 40 kg/dia de dejetos (Romero 1994:90), 25 kg de fezes e 14 l de urina conforme L.C. Pinheiro Machado Filho (Dpto. Zootecnia e Desenvolvimento Rural da UFSC, com. pess.); Buschbacher (1987) encontrou valor um pouco menor de produção diária de urina e estimou o consumo de forragem como 2,4 vezes a produção de fezes, o que significaria a ingestão de 60 kg de fitomassa/UA/dia; em termos de matéria seca, o consumo diário de um bovino é de 2-3% do seu peso vivo (Machado 1999).

A preocupação em analisar a massa corporal dos maiores herbívoros (ou onívoros) nativos e compará-la com a de vacas, bois e cavalos (exclusivamente herbívoros) é tanto pelo consumo de fitomassa, que pode-se supor seja proporcional à massa do animal, quanto pelos efeitos dos animais com grande massa corporal sobre o solo, em termos de compactação e também de erosão provocada em declives (Thurow 1991, Foster 2001). Como mostram Dorst (1973:295-9) e Mark & McSweeney (1990), a recente introdução de mamíferos exóticos na Nova Zelândia teve efeitos devastadores quase equivalentes em força destrutiva à de todas as alterações provocadas diretamente pela ação humana na região, o mesmo ocorrendo em Madagascar (Ward 1997:259). Os efeitos da herbivoria sobre as plantas variam de negligíveis (ou até benéficos) a catastróficos, dependendo da parte removida (estruturas reprodutivas ou vegetativas), da intensidade de remoção, do período do ataque em relação ao ciclo de desenvolvimento da planta e do histórico de desfolhação desta (Fletcher *et alii* 2001; ver também Díaz *et alii* 2001, Vesk & Westoby 2001, Watkinson & Ormerod 2001). Também não podem ser desprezadas as interações entre o gado e a fauna nativa, com possível transmissão de doenças e parasitas de um grupo para o outro, embora isto pareça ainda não ter sido analisado.

6.2.10.2. Efeitos do gado nas matinhas nebulares e outros aspectos ecológicos

Os efeitos do gado bovino sobre o interior da MN são **muito grandes e evidentes** (Foto 39), como já mencionado por Baptista *et alii* (1979) e Sobral (1992a), embora de difícil quantificação. Em relação às margens das matas, porém, Rambo (1956a:269) considerava que a ação do gado é "nula" sobre elas, o que foi corretamente contrariado por Baptista *et alii* (1979:16). Aparentemente, todos os locais de MN no topo do planalto já foram pastejados e tornaram-se parcialmente destruídos por trilhas de gado, pois não houve uma só área em todas as MNs percorridas que apresentasse uma estrutura vertical ou horizontal totalmente intacta. O grau de fragmentação destas MNs nos faz pensar que todos os remanescentes vistos mas não percorridos tenham sofrido o mesmo impacto, pois não há motivo para acreditar que o gado deixou de entrar em algum local acessível ou que algum proprietário tenha cercado uma área para impedir o acesso do gado. Muito provavelmente, só pequenas regiões nas escarpas tenham ficado inacessíveis para o gado bovino, mas aí também são inacessíveis para um botânico não-alpinista. É impressionante como locais em que tivemos enorme dificuldade de atingir já tinham sido visitados e pastejados pelo gado.

Não encontramos menção na bibliografia sul-brasileira sobre esta situação, embora Schmidt *et alii* (1993) façam um breve comentário sobre o uso de áreas florestais pelo gado no RS, que aceleraria a descaracterização da mata. Kok *et alii* (1995) verificaram que médias ou altas intensidades de pastejo invariavelmente levaram ao estabelecimento de campos antrópicos em áreas originalmente contíguas ao limite altitudinal das árvores ("treeline"), independentemente da altitude (no caso, entre 3400 e 3800 m). Rebertus *et alii* (1997) também encontraram a conversão de estandes florestais em campestres, devido à interação entre derrubadas causadas por fortes ventos com o pastejo do guanaco, um robusto herbívoro andino que impede a regeneração das árvores em pequenas derrubadas ou na periferia de grandes.

Indivíduos de espécies como *Crinodendron brasiliense* e *Myrceugenia regnelliana* (Foto 39), em que a rebrota de ramos basais parece fundamental, podem ser gravemente prejudicados quando o gado ingere ou quebra os brotos basais jovens, deixando as plantas restritas aos troncos em senescência, geralmente já ocos na primeira espécie. Por outro lado, o aumento do tamanho e da freqüência de clareiras, bem como a ocorrência de trilhas e outras áreas com submata aberta ou pouco densa, significa um evidente favorecimento a espécies de ambientes mais iluminados ou pioneiras, tanto nativas quanto exóticas, as quais podem estar sendo ainda mais beneficiadas por possível introdução e/ou dispersão via fezes ou pêlos do gado.

Além disso, o pastejo pelo gado provoca forte seleção direcional nas espécies mais atingidas, causando até a evolução de formas semiprostradas (Bellingham 1998) ou mesmo prostradas que podem produzir flores e frutos quase junto ao chão, em espécies que normalmente não possuem este comportamento (Linhart & Grant 1996), sugerindo que tanto a diferenciação genotípica quanto a plasticidade fenotípica ocorram como estratégias adaptativas nestes casos (Warwick & Briggs 1979); a plasticidade envolvida em tais fenótipos é chamada de resposta induzida e pode ser ajustada por diversos tipos de sinais (Cipollini 1998, Karban *et alii* 1999, Mitchell-Olds 2001, Gatehouse 2002). A flexibilidade do caule parece mais importante que a firmeza da folha na determinação da resistência e sobrevivência das plantas ao pastejo (Sun & Liddle 1993a), enquanto o número de rebentos, o comprimento e o diâmetro de cada rebento e a fitomassa aérea de gramíneas cespitosas são menores sob pisoteio mais intenso (Sun & Liddle 1993b).

A tolerância à herbivoria tem uma base herdável e pode se desenvolver nas populações, mas ela tem vários custos (Heil 2002, Obeso 2002:323, Strauss *et alii* 2002, Gatehouse 2002) e exige tempo para ser selecionada, bem como provavelmente varia conforme o(s) tipo(s) de herbívoro(s) que afeta(m) cada espécie vegetal (DeWitt *et alii* 1998, Strauss & Agrawal 1999, Agrawal 2000, Purrington 2000, Mitchell-Olds 2001, Gatehouse 2002, Strauss *et alii* 2002). Além disso, a resistência induzida aos herbívoros (isto é, associada com respostas às feridas provocadas) tem relações complexas com a resistência a patógenos (Felton & Korth 2000, Hartley 2001, Heath & Boller 2002) e também interfere nas interações do vegetal com outras espécies (Gehring & Whitham 1994, Baldwin *et alii* 2002, Gatehouse 2002, Heil 2002, Strauss *et alii* 2002). Grubb (1992) e Lucas *et alii* (2000) discutem as defesas mecânicas (estáticas ou constitutivas) desenvolvidas pelas plantas, e Wittstock & Gershenzon (2002) revisam as toxinas defensivas e os sinergismos envolvidos.

A destruição da cobertura vegetal em trilhas ou carreiros criados pelos bovinos, especialmente através do desbaste da submata, ocorre tanto pelo consumo das partes aéreas alcançadas pelo gado, especialmente folhas e ramos jovens (o efeito sobre plântulas foi simulado por Relva & Sancholuz 2000 em mata temperada montana), quanto pelo deslocamento dos animais no interior da MN, destruindo plantas pequenas e quebrando ramos dos arbustos e árvores, bem como pelo deitar dos bovinos, que amassa e quebra ou verga a vegetação de menor porte (plântulas, ervas, subarbustos) de cada local que tenha servido para repouso por algum período, tanto para o sono quanto para a ruminação. Locais de agrupamento do rebanho, à noite para dormir, ou durante o dia para descanso ou proteção (contra os ventos no inverno ou o sol escaldante no verão), são especialmente destruídos, não ficando a devastação restrita às trilhas.

Tanto nestes locais mais amplos (paradores), como nas trilhas, também são muito evidentes as alterações no solo da MN, em função do pisoteio e do deslocamento dos animais, aumentando a compactação do solo, tornando irregular a superfície do solo em áreas planas e gerando depressões acumuladoras de água nestes locais, o que torna mais instável a estrutura do solo e cria grandes charcos com buracos surgidos do afundamento das patas dos animais, num processo retroalimentado pela freqüente passagem do rebanho pelo local. Em áreas de encosta, ocorre o mesmo processo, só que as áreas encharcadas são bem mais reduzidas, mas o revolvimento do solo gera profundos sulcos e graves perdas de solo por erosão hídrica, durante as chuvas mais intensas. Os efeitos compactantes do gado sobre o solo (Thurow 1991) são maiores quando o

solo está úmido do que quando está seco (Seybold *et alii* 1999), e, na região e sob cobertura da MN, a umidade do solo é bastante estável e geralmente alta. Além disso, a freqüente e constante atividade compactadora do gado torna mais difícil a recuperação das características originais do solo que se os distúrbios fossem apenas ocasionais (Seybold *et alii* 1999). Os efeitos do pisoteio sobre centenas de espécies vegetais foram sumariados por Yorks *et alii* (1997), embora não especificamente para os impactos do gado.

Após 18 anos de exclusão do gado de áreas de chaparral estadunidense pastejadas durante décadas, foram encontradas melhorias nas propriedades físicas e químicas do solo, com maiores teores de argila e silte e diminuição no teor de areia, redução na densidade ("bulk density"), maiores concentrações de C orgânico, N total e bases solúveis; tais diferenças na composição granulométrica e densidade refletem a compactação do solo e a perda de suas partículas menores através de erosão, ambas associadas ao duradouro pastejo anterior; as diferenças na fertilidade indicam a recuperação ocorrida com a exclusão do pastejo e a proteção do solo durante tal período (Brejda 1997). No entanto, tais melhorias não foram suficientes para permitir o restabelecimento total da cobertura vegetal, indicando o estado degradado do ecossistema e a tendência de atingir um nível de produtividade abaixo da original (Brejda 1997), mostrando que um período de duas décadas pode ser insuficiente para recuperar ecossistemas freqüente e intensamente degradados por herbívoros. Também Yates *et alii* (2000) concluem que a simples exclusão do gado pode ser insuficiente para permitir uma regeneração florestal, tal o grau de degradação e destruição dos processos ecossistêmicos que o gado pode causar.

O gado é importante na ciclagem de nutrientes porque os converte de uma forma relativamente dispersa e não-disponível (fitomassa) em formas mais concentradas espacialmente que os nutrientes da serapilheira e mais disponíveis para as plantas – urina (N e K) e fezes (N, P, K, Ca e Mg). Por outro lado, a natureza móvel e concentrada das excreções animais aumenta o potencial de lixiviação, ampliando a taxa de perda de nutrientes do ecossistema, com um efeito final na sua sustentabilidade a longo prazo (Buschbacher 1987, *et alii* 1988). Tais concentrações de matéria orgânica significam "pulsos" de nutrientes adicionados instantaneamente ao solo, onde poderão ocorrer também intensas mineralizações locais, sincronizadas ou não com a proliferação de raízes das plantas vizinhas e/ou com o crescimento da massa microbiana (Lodge *et alii* 1994).

Não chegaram a ser analisadas, mas são esperadas, diferenças de fertilidade entre locais, em função de acúmulos de nutrientes nas áreas de reunião do rebanho, que são intensamente defecadas e urinadas. Numa escala de extremo detalhe, cada monte de fezes, com superfície de 225-600 cm^2 (Archer & Smeins 1991), totalizando cerca de 14 montes diariamente (Weeda 1967) por cada animal, representa grande acúmulo de matéria orgânica e nutrientes, que só ocorreria numa mata intacta em local de morte de algum animal de médio porte (para uma grosseira comparação, ver os efeitos das carcaças de grandes animais, em Knapp *et alii* 1999, Towne 2000). Além disso, há os nutrientes acumulados em cada urinada de um animal, em que manchas de 0,28 m^2 afetam o crescimento vegetal de uma área de 1 m^2, e os níveis de N inorgânico deste solo podem permanecer elevados por até 90 dias e ampliar a fitomassa aérea por 3-7 vezes (Archer & Smeins 1991). Por outro lado, o N urinado não absorvido pelas plantas ou volatilizado pode ser rapidamente convertido em nitratos, vulneráveis a perdas por lixiviação onde a precipitação for alta (Stillwell & Woodmansee 1981), como nas MNs. As excreções animais não são distribuídas uniformemente sobre uma área e, em locais onde haja maior deposição, o total de N excretado pode exceder a capacidade de plantas e do solo acumularem-no, levando à volatilização de amônia, lixiviação de nitrato e denitrificação (Swift & Anderson 1993, Lodge *et alii* 1994).

O fósforo tem sua taxa de fixação em solos tropicais acelerada pelo aumento da concentração de P mineral no solução do solo, fazendo com que grande parte do P adicionado torne-se indisponível para as plantas, se for adicionado em pulsos (rapidamente e/ou concentradamente) ao invés de ser em taxas baixas e constantes (Lodge *et alii* 1994). É muito provável que esteja ocorrendo nos Aparados um transporte de nutrientes das áreas campestres, onde o gado passa a maior parte do dia e ingere a maior quantidade de fitomassa, para o interior das MNs, onde ele especialmente descansa e se abriga, o que talvez não fosse um efeito negativo do pastoreio nas MNs, que estariam tendo um enriquecimento dos seus solos. Outros efeitos do gado no transporte e na ciclagem de nutrientes são mencionados por Olff *et alii* (1999), Knapp *et alii* (2000), Towne (2000) e Yates *et alii* (2000). As manchas de fezes do gado interferem na distribuição das espécies vegetais através de 3 maneiras: por alterar a abundância relativa das espécies no banco de sementes do solo,

e/ou por influenciar a deposição de sementes e/ou por intensificar o crescimento de algumas espécies através da liberação de nutrientes (Dai 2000).

O gado apresentou significativo impacto também sobre o microclima de fragmentos florestais australianos, afetando as temperaturas do ar, da superfície do solo e do interior deste, a velocidade do vento e a umidade relativa do ar, provavelmente pela redução da folhagem e da camada de serapilheira, levando ao aumento na exposição da superfície do solo à radiação e compactação, facilitando a rápida condução de calor através do solo e resultando em temperaturas diurnas maiores e noturnas menores (Yates *et alii* 2000). Isto, ao lado de seus efeitos prejudiciais sobre as características químicas, físicas e hidrológicas do solo e sobre a microtopografia da superfície deste, caracteriza o gado como uma perturbação múltipla ou composta (Yates *et alii* 2000), que afeta todos os componentes do ecossistema, e tudo isto também se percebe nas MNs dos Aparados.

O pastejo por gado parece ter sido o fator decisivo na ampla conversão que tem ocorrido neste século de savanas em florestas nos Estados Unidos, tendo determinado uma redução da cobertura herbácea e promovido o estabelecimento de plântulas de arbustos e árvores menos palatáveis, sendo que o fogo (natural e/ou antrópico) teria tido um papel secundário, mas também importante, neste processo, conforme Madany & West (1983). Estes autores rejeitam a amplamente aceita noção de que a alta freqüência de fogo nas savanas de *Pinus ponderosa* fosse a principal causa da prevenção da sucessão delas para estandes mais densos desta espécie ou de outras coníferas tolerantes à sombra mas sensíveis ao fogo. Muitos autores têm considerado que a supressão do fogo (natural?) nas últimas décadas nestas áreas seria responsável pelo atual adensamento/florestamento destas áreas, dificultando ou eliminando a regeneração de espécies heliófilas ou intolerantes à sombra; para a Europa, esta situação é muito bem revisada por Svenning (2002). Madany & West (1983) comprovaram que áreas inacessíveis para o gado, ou seja, que nunca foram pastejadas por ele, mesmo praticamente sem terem sido queimadas neste século, não mostraram qualquer tendência de perda de suas características fisionômicas de savana, mesmo com composição florística quase idêntica à de áreas pastejadas que estão perdendo a fitofisionomia savânica e se transformando em mata. A interação do fogo com o gado é mais do que esperada, já que, funcionalmente, o fogo pode ser visto como um herbívoro/detritívoro não-seletivo, pois consome órgãos e tecidos vegetais vivos e mortos (Kellman & Tackaberry 1997:188).

Pillar & Quadros (1997) também tratam da interação do gado com o fogo (da mesma forma que Belsky 1992, Valone & Kelt 1999 (estes os consideram relativamente independentes), Pott 2000, Bragg & Tallis 2001, Cramer 2001, Heringer & Jacques 2001, Miles *et alii* 2001, Milne & Hartley 2001) e ainda com possíveis (e freqüentes, cf. Pillar 2000) déficits hídricos no verão, os quais supostamente poderiam impedir a dominância de matas em algumas regiões sul-brasileiras, mas Pillar & Quadros não consideram que isto seja válido para os Aparados, por não haver ali déficit hídrico (também cf. Carpanezzi *et alii* 1988:14, Behling 1997a), embora Pillar (2000) afirme que há raros períodos de déficit hídrico no clima atual na região de campos associados a pinhais.

Pillar & Quadros concluem que a interação dos 3 fatores com a atual cobertura vegetacional do sul do Brasil explica os padrões observados na distribuição dos tipos de vegetação, bem como a resiliência de um padrão de vegetação relictual e os limites campo-floresta (p.125), embora este último tópico (que é o título do trabalho) só seja tratado (e rapidamente) nesta página (problema semelhante ocorre com Heringer & Jacques 2001, que também prometem um "enfoque na transição floresta - campo" e praticamente não tratam disto). Porém, Pillar & Quadros não mostram qualquer dado novo ou nova observação (apenas reanalisam dados de Behling) e baseiam-se numa pobre classificação da vegetação, além de, o que é mais grave, menosprezar ou mesmo ignorar a tendência natural de adensamento e lenhificação das vegetações abertas em praticamente todas as áreas sul-brasileiras, a qual leva a um gradativo aumento do percentual de cobertura florestal ou lenhosa, na ausência de influência humana. Tal tendência, já mostrada por Rambo (1956a,b), tem sido interrompida ou invertida pelas atividades antrópicas que pressionam nos sentidos de redução das florestas, ampliação da cobertura vegetal aberta e diminuição da densidade de quase todos os tipos vegetacionais, sendo isto válido tanto para o total das superfícies regionais de cada tipo quanto para as transições aberta/densa nas áreas que recebem freqüentes impactos do desmatamento, gado e fogo; nos poucos locais onde estes fatores não estão presentes, a tendência natural continua prevalecendo.

Outra interação importante é entre a herbivoria e a fragmentação florestal, já que esta favorece muitas espécies de herbívoros, devido à ampliação das áreas de borda, tornando mais fácil a penetração de mamíferos

herbívoros nos estandes florestais, onde podem encontrar muitas espécies vegetais vulneráveis (Fletcher *et alii* 2001, Van der Putten *et alii* 2001).

É possível que o gado bovino seja hoje a maior e mais grave ameaça à conservação e especialmente à recuperação das MNs dos Aparados, pois quase tudo o que foi acima exposto interfere direta e negativamente na regeneração natural delas, impedindo ou diminuindo a substituição das árvores velhas que morrem por indivíduos jovens, já que estes são intensamente pisoteados e/ou parcial ou totalmente comidos, tendo uma densidade muito baixa e aparentemente insuficiente para substituir as árvores mortas, gerando clareiras grandes que às vezes tendem a aumentar, pois as árvores restantes ficam mais sujeitas a serem derrubadas por fortíssimos ventos que atingem as regiões muito expostas e sacodem intensamente as copas nos pontos menos protegidos.

Scowcroft & Hobdy (1987) verificaram a necessidade de excluir os animais naturalizados (cabras e porcos) para garantir a regeneração de praticamente todas as espécies arbóreas nativas, que era totalmente impedida pela ação dos animais exóticos, e esta fazia com que a mata havaiana de altitude (1200 m), mesmo dentro de uma reserva, parecesse decadente devido a muitos anos com pequeno ou sem recrutamento de árvores; 7 anos de exclusão destes animais foram suficientes para iniciar o processo de regeneração, enquanto a situação continuou degradada nas áreas que não foram totalmente cercadas e protegidas. Loope & Medeiros (1994) mostram aspectos muito semelhantes em áreas de maior altitude, da mesma forma que Tekle *et alii* (1997), os quais ainda analisam vários outros fatores abióticos. Milchunas & Lauenroth (1993) analisam profundamente os efeitos do pastejo de grandes herbívoros sobre diversos tipos de ecossistema (mas com ênfase para os campestres), e verificaram que as respostas dos campos ao pastoreio eram diferentes das respostas das vegetações arbustivas, tanto em termos de composição de espécies vegetais quanto das espécies dominantes em cada vegetação.

É evidente que as recomendações para a recuperação das MNs neotropicais devem ser **diferentes** das sugestões de Olff *et alii* (1999) para ecossistemas temperados europeus ("woodlands" e "heathlands" especialmente), os quais supostamente teriam sido habitados por espécies selvagens de bois e cavalos; tais autores crêem que a reintrodução de gado bovino e eqüino seja uma estratégia necessária ou recomendável para restaurar tais habitats, induzindo e mantendo maior diversidade estrutural, através da existência de um mosaico dinâmico, onde a palatabilidade para o gado e o transporte de nutrientes dentro das áreas pastejadas são características consideradas básicas pelos autores. Algumas sugestões semelhantes são apresentadas por Knapp *et alii* (2000) para as pradarias estadunidenses, ainda mais diferentes das MNs que os ecossistemas lenhosos europeus aqui mencionados; este trabalho interessará na discussão de aspectos da conservação dos campos planaltinos, assim como Bakker & Berendse (1999), Joly *et alii* (1999), Mantovani & Silva (1999b) e Jensen (2001), bem como Tracy & Sanderson (2000), que concluem que o pastejo nem reduz e nem aumenta a riqueza de espécies em pastagens nos EUA, e McIntyre & Martin (2001), que mostram como o pastejo é uma perturbação complexa e com efeitos muito dependentes da escala e do contexto ecológico. Ainda em relação à vegetação campestre, Vesk & Westoby (2001) verificaram que cerca de 40% das espécies australianas analisadas responderam inconsistentemente ao pastejo, ora aumentando e ora reduzindo sua abundância relativa em diferentes estudos (ver também Díaz *et alii* 2001), comprovando que a resposta ao pastejo muitas vezes é difícil de ser prevista (Watkinson & Ormerod 2001).

Também Humphrey & Patterson (2000) e Verdú *et alii* (2000) propõem o pastejo por gado como um instrumento de manejo para recuperar a diminuição na riqueza de espécies ocorrida em áreas não pastejadas de matas de coníferas e ecossistemas na região Mediterrânea, respectivamente. No último caso, chegam a recomendar a reintrodução de caprinos, considerados verdadeiras pragas em inúmeras outras regiões e vegetações, o que demonstra a grande polêmica que envolve o pastoreio de diversos tipos de gado em diferentes tipos de vegetação e ecossistema. Esta polêmica foi revisada para a Europa por Svenning (2002), o qual concluiu que a maior parte da área originalmente era mata densa (e que necessita ser protegida atualmente), que deve ser promovida a presença de árvores velhas e madeira morta, e que as vegetações abertas eram relativamente localizadas, e nelas provavelmente se concentrava a ação do fogo e dos grandes herbívoros nativos. Outro estudo sobre o efeito da exclusão do gado em matas temperadas é o de Debussche *et alii* (2001), que comparou a sucessão ocorrida durante 18 anos em matas antigamente pastejadas e outras que não haviam sofrido os impactos do gado.

Os efeitos do pastejo sobre cada espécie vegetal ainda não são conhecidos nas MNs (mas sobre algumas campestres já; ver Nabinger 2002), e os experimentos de Kuiters & Kirby (1999), Henríquez & Simonetti (2001) e Maschinski (2001) fornecem subsídios para examiná-los. Os 2 últimos trabalhos comprovam que mesmo espécies raras podem ser seriamente ameaçadas tanto pelo gado doméstico quanto por herbívoros nativos, sendo que estes foram responsáveis pelo consumo de 9% dos bulbos e 28% dos meristemas apicais que emergiram do plantio de um lírio ameaçado, neste caso reduzindo a altura média das plantas e parando o crescimento e a reprodução na época examinada (Fletcher *et alii* 2001).

Preston (1990) discute as pressões crescentes dos consumidores e ambientalistas sobre os produtores rurais, em relação às práticas agrícolas não sustentáveis, especialmente causadoras de danos ecológicos (erosão, desmatamento, contaminação das águas), ou que incluam tratamento inadequado ou excessivamente estressante para os animais. Ele mostra a ineficiência do sistema tradicional de pecuária nos trópicos latino-americanos, que requer 4 anos para produzir um animal com 450 kg de massa, que renderá 225 kg de carne, consumindo pelo menos 8600 kg de matéria seca, fermentada ineficientemente no rúmen, em função da deficiência da pastagem em N e outros nutrientes necessários para os microrganismos do rúmen.

Preston sugere diversas alternativas, envolvendo a diversificação de animais criados, o confinamento de algumas espécies, o forrageamento com espécies arbóreas e aquáticas, o estabelecimento de plantios agrícolas que simulem o efeito da cobertura florestal original e fixem N (através de leguminosas arbóreas ou *Azolla*), a reciclagem dos excrementos dos animais confinados (através de biodigestores) e práticas de manejo do solo que favoreçam a manutenção ou a recuperação dos organismos do solo, com destaque para as minhocas, que podem ser manejadas a parte em alguns locais. Sistemas agrícolas com estas características já se mostraram técnica e economicamente viáveis para pequenos produtores com poucos recursos financeiros, mas entram em conflito com os interesses dos fazendeiros tradicionais (Preston 1990), que, embora sejam minoria em número, representam ainda a força econômica e política dominante na maioria dos municípios da região dos Aparados.

Diante deste quadro, percebe-se a dificuldade de ocorrerem mudanças na exploração agrícola ou pecuária na região, mas conclui-se pela necessidade de intensificação e aumento da eficiência do uso das áreas atualmente com pastagem, como forma de se poder conservar e recuperar as pequenas áreas remanescentes de MN e eliminar, reduzir ou restringir a entrada do gado no seu interior. Tilman (1999b) e Laurance (2001) mostram que a tradição na agricultura tem sido maximizar a produção e minimizar o custo dos alimentos, com pouca atenção para os impactos no ambiente e nos serviços que este proporciona para a humanidade, apesar de isto ser uma situação claramente insustentável. Paoletti (1999) analisa sistemas agrícolas chineses que fazem um uso muito limitado de ruminantes e adotam majoritariamente herbívoros de pequeno porte (inclusive peixes), buscando reduzir o tamanho das cadeias tróficas, integrar sistemas aquáticos e terrestres, aumentar a eficiência da conversão da radiação solar e ampliar a população humana suportada por tais sistemas, bem diferentes dos tradicionalmente usados pela maioria dos produtores europeus, americanos e africanos.

A situação média dos campos nativos do Planalto mostra uma lotação animal inferior a 150 kg/ha/ano e uma irrisória produtividade inferior a 30 kg de carne/ha/ano, com grande seletividade do pastoreio (os animais selecionam as espécies preferidas e as partes mais tenras da planta, o que acaba sendo uma seleção negativa, pois favorece as espécies menos palatáveis ou indesejáveis e prejudica a manutenção ou o crescimento das mais desejáveis), conforme L.C. Pinheiro Machado Filho (com. pess.). Além disso, há grande variação temporal na disponibilidade de pastagem para o gado, que passa fome e perde peso no inverno, enquanto ocorre excesso de oferta de pasto no verão e conseqüentemente desperdício de forragem nesta estação. A ínfima produtividade é similar à encontrada por Buschbacher (1987) para pastagens na Amazônia venezuelana (21-42 kg de carne/ha/ano) e inferior à de pastagens na Amazônia brasileira (44 kg/ha/ano na Transamazônica e 60 kg/ha/ano em Paragominas, PA); Arima & Uhl (1995) registram produtividades de 25, 50 e 60 kg/ha/ano em 3 regiões do Pará, enquanto Nascimento & Homma (1984:238-63) analisam os problemas e possíveis alternativas para a pecuária na região, mostrando uma posição mais otimista, embora reconhecendo a baixa produtividade.

Lutzenberger (1990) destaca que os 50 kg de carne/ha/ano produzidos na Amazônia não são acompanhados por qualquer produção de leite (da mesma forma que na maior parte dos Aparados), enquanto agricultores europeus sem usar ração importada obtêm 600 kg/ha/ano de carne e 4 a 6 mil litros de leite, o que "nos dá a certeza de que a produtividade é escandalosamente baixa" tanto na Amazônia quanto nos Aparados.

Destruir as MNs dos Aparados para manter ou ampliar uma exploração pecuária tão pouco produtiva, pior que a feita nas quase sempre péssimas e freqüentemente abandonadas pastagens amazônicas, é totalmente absurdo, mas infelizmente é o que foi e tem sido feito ao longo dos 2 últimos séculos, até os dias atuais.

A velocidade de regeneração florestal a partir de pastagens abandonadas é inversamente proporcional à intensidade do uso e da degradação destas (Uhl & Buschbacher 1985; Uhl 1987; Uhl & Saldarriaga 1988; Uhl *et alii* 1988b; Newman 1990; Nepstad *et alii* 1991, 1996b; Myers 1992:361; Kappelle *et alii* 1995; Kok *et alii* 1995; Finegan 1996; Lamb *et alii* 1997; Tekle *et alii* 1997; Steininger 2000; Guariguata & Ostertag 2001; Kozlowski 2002), o que provavelmente, no caso dos Aparados, significará ainda muitas décadas até a reestruturação de novas MNs onde o fogo e o gado reinaram por tanto tempo e fizeram tantos estragos, coordenados pela implacável e irracional ação humana. Certas pesquisas sobre os efeitos do gado na MN são necessárias para compreendê-los melhor: analisar o comportamento do gado no interior das MNs ao longo de um ano inteiro, para verificar se há um padrão sazonal (muito provável), identificar as espécies vegetais mais afetadas (e como o gado as influencia: por pastejo, pisoteio, etc.) e em que fase de seu ciclo elas são mais prejudicadas, bem como descobrir as espécies mais ingeridas pelos animais (o que permitiria recomendações de manejo que favoreçam a sua regeneração). Veblen *et alii* (1992), Henríquez & Simonetti (2001) e Maschinski (2001) oferecem interessantes possibilidades de analisar alguns destes aspectos, tratando tanto de efeitos provocados pelo gado quanto por mamíferos alóctones (veados, no primeiro trabalho).

6.2.11. Unidades de conservação e habitantes humanos – nossa espécie e o resto da Natureza

"... a implantação de um Sistema de Unidades de Conservação **não** é prioridade do Governo, bem como **nunca** na realidade o foi, no passado, ..." (Jorge Pádua 1997:232, negritos nossos).

As unidades de conservação da biodiversidade na região dos Aparados são brevemente caracterizadas por Klein (1988b), Fundação SOS Mata Atlântica (1992), Câmara (s.d.), D'Antona (1994, onde há algumas curiosidades e anotações sobre viagens a 19 parques nacionais brasileiros, inclusive os 2 mais antigos dos Aparados: o P.N. de Aparados da Serra e o P.N. de São Joaquim) e Falkenberg & Voltolini (1995), exceto o Parque Nacional da Serra Geral, "criado" em 20 de maio de 1992, pouco antes da Rio-92, pelo Decreto Federal 531/1992, incluindo os cânions Fortaleza, Churriado (ou Três Irmãos) e Malacara, além da porção sul do cânion Faxinal, com 17.300 ha (ou 18.000 ha, cf. Fernandes 1997) nos municípios de Cambará do Sul (RS) e Praia Grande (SC), abordado por Kaiser & Cunha (2000). No PR, um parque com MNs foi estudado por Tosin (1987), Rocha & Ghani (1995) e especialmente por Struminski (1997, 2001).

A enorme importância das unidades de conservação é reconhecida pela maioria das pessoas (e principalmente por biólogos, ambientalistas ou conservacionistas e outros adeptos de visões e/ou posturas biocêntricas), o que é discutido por Brito (1998, 2000), Margules & Pressey (2000), Bruner *et alii* (2001), Dourojeanni (2001, 2002, & Jorge Pádua 2001), Milano (2001), Morsello (2001), Brandon (2002), Davenport & Rao (2002), Terborgh (& van Schaik 2002, *et alii* 2002a), van Schaik *et alii* (2002) e outros. Porém, as funções destas unidades não são uma unanimidade. Isto é demonstrado pelas polêmicas (e para nós inadequadas) afirmações de Janzen (1983a:403, incorporadas por Merriam & Wegner 1992:162), de que os parques funcionam para conservar as interações bióticas, e que a conservação de organismos é um feliz subproduto, e de Reis (1993:68-9), de que a finalidade e o objetivo primeiro das unidades de conservação é a conservação genética propriamente dita e o manejo dos recursos genéticos, respectivamente. Não querendo entrar em detalhes nestes aspectos, já que é possível estabelecer múltiplos objetivos para elas, assumimos totalmente as posições de Fonseca *et alii* (1997), para quem as unidades de conservação de uso restrito têm um objetivo precípuo: conservar a biodiversidade e aumentar o conhecimento sobre as comunidades biológicas nelas representadas. E elas são "a pedra angular da conservação da biodiversidade" (van Schaik & Rijksen 2002:37).

No entanto, não podemos ignorar o alerta de Leigh Jr. *et alii* (1993) de que nosso pequeno conhecimento sobre que mecanismos preservam a diversidade de espécies pode nos deixar com um sistema de reservas sem utilidade, sendo fundamental entendermos quais os fatores que promovem a coexistência de espécies (Huston 1994, Tokeshi 1999), se quisermos manter a diversidade destas em pequenas reservas. Putz *et alii* (2001) reconhecem que parques e áreas protegidas são essenciais para a conservação da biodiversidade,

mas consideram-nos inadequados para assegurar uma existência permanente para a maioria dos ecossistemas e das comunidades e espécies de matas tropicais. Além disso, os padrões de riqueza e de endemismo são pouco coincidentes (Brown Jr. & Brown 1992, Gentry 1992, Pimm & Lawton 1998), o que pode ser comprovado em Zuloaga *et alii* (1999, sua Tab.4), e gera um sério problema adicional para a conservação de espécies baseada principal ou unicamente em unidades de conservação.

A região dos Aparados apresenta uma incomum associação entre grande riqueza de espécies e elevado número e/ou percentual de endemismos, 2 dos parâmetros mais usados para avaliar a importância de uma região sob o ponto de vista conservacionista (Pimm & Lawton 1998, Kier & Barthlott 2001, Araújo 2002), o que a torna especialmente importante. Destacam-se aí também os monumentais aspectos paisagísticos, já exaltados por Rambo (1956b) ao propô-la para a implantação de Parques Nacionais, proposta aceita com o decreto de criação do P.N. de Aparados da Serra. No RS, Rambo (1956b:437) não via possibilidade de criação de um parque nacional na Depressão Central (que inclui a região metropolitana de Porto Alegre), "dado o desenvolvimento demográfico sempre crescente". Na metade do século passado, Rambo pensava em um parque nacional como um grande território praticamente sem influência humana (p.436). Isto o impedia de propor uma unidade de conservação deste tipo para uma região já tão alterada pela ação antrópica, mas não o impedia de valorizar e divulgar a beleza e a importância de diversas espécies, paisagens ("monumentos naturais") e vegetações ainda existentes nesta região, e ele sempre fez questão de enfatizar a necessidade de conservação delas, inclusive como parte "indispensável da educação nacional" (Rambo 1956b:432), mesmo que não fosse na forma de parque nacional.

A grande concentração de unidades de conservação na região dos Aparados (que inclui os 3 únicos Parques Nacionais do RS e de SC), estabelecidas de modo aparentemente um pouco aleatório, em boa parte devido às belezas cênicas, às baixas densidades das populações humanas e ao fato de muitas áreas não estarem ainda ocupadas por habitantes humanos ou serem praticamente inacessíveis, foi uma estratégia adequada de seleção de locais para a criação de unidades de conservação. Infelizmente, tal estratégia ainda não foi concluída, pois estas unidades ainda não foram efetivamente implantadas, apesar de já terem sido "decretadas" ou "criadas". Por outro lado, a enorme riqueza de espécies vegetais nas diferentes formações vegetacionais ao longo dos Aparados e a grande diferenciação florística local entre as MNs da região (ver cap. 4) são motivos para recomendarmos a inclusão de toda a borda dos Aparados como parte de unidades de conservação. Isto poderia ser feito ampliando os limites das atuais unidades ou criando outras entre estas (como entre o P.N. de Aparados da Serra e o de São Joaquim), e especialmente incluindo a Serra do Corvo Branco e o Campo dos Padres, já que o extremo norte dos Aparados, que parece concentrar maior riqueza de espécies e endemismos vegetais, está completamente excluído das atuais unidades de conservação, uma situação que não pode persistir.

6.2.11.1. Sobre a nossa espécie e sua presença nas unidades de conservação

"It appears that when plants took to the land they encountered a problem of surplus. They consequently developed habits not unlike those of the citizens of affluent societies: dumping, hoarding, freedom from subsistence, the pursuit of often frivolous objectives, great diversity of lifestyle, conspicuous consumption, and complicity in the rise of opportunist parasites." (Thomas & Sadras 2001:10).
[Parece que, quando as plantas ocuparam as terras, elas encontraram um problema de excesso. Elas conseqüentemente desenvolveram hábitos não diferentes daqueles dos cidadãos das sociedades mais ricas: "dumping" (oferecer produtos por preço abaixo do custo de produção, para dominar o mercado), acumulação, liberar-se em relação à subsistência, a busca de objetivos freqüentemente frívolos, grande diversidade de estilos de vida, notável consumo e cumplicidade no aparecimento de parasitas oportunistas.]

É freqüente, mas pouco justificável, a crítica feita por cientistas sociais e ambientalistas a respeito do que muitas vezes se chamou de "relações entre homem (espécie humana, não indivíduo do sexo masculino) e Natureza", expressão que (dizem) poderia dar margem a um entendimento de que o homem não estaria incluído na Natureza, quando alguém assim se expressasse, embora nenhum biólogo ou naturalista tenha tal posição. Além disso, é evidente que pode ser discutida, e daquele modo expressada, qualquer relação entre uma parte e o todo, sem que isso signifique que se queira excluir do todo a parte considerada. Talvez uma

forma mais clara ou adequada seja mencionar as "relações entre a espécie humana e o resto da Natureza", deixando relativamente clara a inclusão do homem no contexto da Natureza, além de também expressar uma outra idéia, que na nossa opinião é ainda mais importante, de que o que resta da Natureza, atualmente, é apenas uma pequena parte, o restinho dela, que a nossa espécie ainda não pôde alterar ou destruir totalmente, embora esteja se esforçando para conseguir isto.

É óbvio que a espécie humana, a(s) espécie(s) ancestral(is) desta e seus habitats sempre foram e serão parte da Natureza, mas esta já foi muito mais do que isto, e cada vez mais nós abusamos dela e a empobrecemos, tornando-a menos diversificada, mais semelhante e supostamente subjugada à nossa espécie de macacos pelados (ou "símios ligeiramente remodelados", cf. M. Goodman, citado por Salzano 2001). Este processo de antropização da Natureza, que tenta deixá-la mais adequada às "necessidades humanas" (muitas das quais totalmente desnecessárias), iniciado há milhares de anos por nossos antepassados, se acelera cada vez mais, mas em algum momento ele obviamente será limitado, seja voluntariamente através de nosso planejamento (Cowling & Pressey 2001; Ehrlich 2001b, 2002; Novacek & Cleland 2001; Rosenzweig 2001; Western 2001; Woodruff 2001) ou por imposições causadas por futuras catástrofes naturais, talvez até maiores que as atuais tragédias provocadas por nós mesmos, através de todas as guerras e da miséria nos países subdesenvolvidos, que também seriam evitáveis.

Mais que o pseudodualismo homem-Natureza, deve ser criticada uma outra falsa dicotomia desenvolvida pela civilização européia e adotada por outras hoje dominadas por esta (como a maioria dos povos americanos), mas que não tem muita aceitação nas culturas orientais. Trata-se do falso dualismo entre o homem e os demais animais (especialmente primatas), que faz com que neguemos a existência de cultura (ver Werner 1997:73-5), altruísmo, sentimentos e outras expressões e emoções nos seres não-humanos, simplesmente em decorrência de nossa ideologia cultural e da tentativa de justificar a suposta supremacia da espécie humana, baseada na autoconvicção de esta espécie apresentar características únicas ou especiais (Foley 1993, Singer 2002), quando na verdade tal espécie apenas levou certas capacidades (Werner 1997) a estágios um pouco ou bastante além das demais espécies de primatas (de Waal 2001, Small 2001) que evoluíram de ancestrais comuns africanos nos últimos milhões de anos (Rodrigues 1989, Wood & Collard 1999, Pilbeam 2000, Cann 2002, Verhaegen *et alii* 2002). Temos que reconhecer nosso parentesco com o resto da Natureza, e não nos considerarmos donos dela (Fernandez 2000:246, Margulis 2001, Singer 2002, Wilson 2002).

Considerando estas relações "homem/resto da Natureza", uma questão bastante polêmica é a presença de seres humanos ou populações humanas (a partir daqui, tratados apenas como **habitantes**) dentro de unidades de conservação, o que é discutido por Amend & Amend (1995a), McNeely (1995), Dourojeani (2001, 2002, & Jorge Pádua 2001), Milano (2001) e Terborgh (& Peres 2002, *et alii* 2002a) para muitas situações sul-americanas e por Poore (1992) para áreas montanhosas de todo o planeta. Aspectos técnicos e legais de situações brasileiras são tratados por Wiedman (1995) e Araújo (2001), enquanto Rocha (1995) faz uma análise da influência indígena recente na destruição parcial do Parque Nacional de Monte Pascoal (BA), pequena parcela do mais ameaçado ecossistema americano, a Mata Atlântica, formação que no nordeste brasileiro ocupa atualmente menos de 1% da área que tinha há poucos séculos, e Rocha (1997) discute brilhante e corajosamente o efeito prejudicial das ditas "populações tradicionais" dentro de unidades de conservação (ver também Araújo 2001, Galetti 2001b).

Schwartzman (2000) e Schwartzman *et alii* (2000a) criticam os defensores da remoção de populações humanas de áreas florestais de conservação, considerados articuladores de um "enfoque conservador". Tal crítica foi contestada por Chicchón (2000), Redford & Sanderson (2000), Terborgh (2000, & Peres 2002, *et alii* 2002a), Galetti (2001b), Peres & Zimmerman (2001) e van Schaik & Rijksen (2002), mas foi retomada por Schwartzman *et alii* (2000b), onde estes admitem que a controvérsia **não** é sobre parques (embora utilizem tal palavra nos títulos de seus 2 artigos, o que não ocorria em Schwartzman 2000) e até mesmo reconhecem que "reservas naturais com **mínima** influência humana são um importante componente de qualquer estratégia de conservação em qualquer país" (negritos nossos; seus contestadores argumentavam sobre a importância e/ou necessidade de áreas **sem** habitantes). Porém, Schwartzman *et alii* (2000b) continuam insistindo na suposta inexistência de evidências de que a caça para subsistência tivesse levado qualquer espécie à extinção local ou pudesse causar eventos de extinções locais "em cascata", apesar dos exemplos e argumentos mostrados pelos contestadores (inclusive anteriormente, como Redford 1992) e outros

pesquisadores (como Robinson 1996; Chiarello 2000b,c; Cuarón 2000; Cullen Jr. *et alii* 2000; Peres 2001; Peres & Zimmerman 2001; Struhsaker 2001).

No Brasil, idéias e posições semelhantes às de Schwartzman *et alii* têm sido defendidas por alguns cientistas sociais com visões obviamente antropocêntricas, com destaque para várias publicações de Diegues (em parte sintetizadas por Diegues 1996, 2000a,b,c), que prefere enfatizar as "populações tradicionais" (ver também Arruda 1997), não conseguindo compreender ou aceitar os requisitos da conservação faunística e vegetacional e nem parecendo disposto a valorizar a vida não-humana. Tal postura antibiológica é explicitada ao longo de todo o texto de Diegues (2000b) e desde o título por Guha (2000), mas é impossível discutir aqui todas as críticas equivocadas e invenções que contaminam seus textos; Milano (2001) rebate vigorosamente uma parte da argumentação de Diegues (1996). Até mesmo alguns ambientalistas têm sido convencidos ou muito influenciados pelos defensores destas idéias, talvez por ingenuidade ou para evitar confronto com a argumentação antropocêntrica e pseudo-humanista. Por exemplo, Capobianco (2000) parece aproximar-se de tais idéias, ao criticar a "visão ultrapassada de que conservação se faz com investimentos financeiros intensivos na proteção de áreas naturais", que ele considera que teria sido substituída pela busca de um redirecionamento do processo de desenvolvimento econômico, embora, no final, ainda reconheça a necessidade das unidades de conservação. Se um ambientalista combativo e respeitado tem tal posição e redige uma frase inaceitável como a que citamos, o que podemos esperar do futuro de nossas ainda e cada vez mais abandonadas unidades de conservação?

Amend & Amend (1995b) mostram que mais de 85% dos parques nacionais sul-americanos possuem habitantes dentro de seus limites e uso de seus recursos. Os autores discutem a evolução histórica do conceito de parque nacional, desde a exclusão de habitantes (conceito inicial, do fim do século passado), passando pela aceitação de povoamentos humanos pelo menos temporariamente (a curto ou médio prazo) e chegando à idéia de zoneamento, que inclui a presença de grupos étnicos com culturas tradicionais que devem ser preservadas e que, por excluir o uso dos recursos da área somente se conflitar com a conservação dela, permite a possibilidade de reconhecer legalmente grupos de habitantes bem adaptados às condições naturais da área ou que não tragam grandes impactos negativos, mesmo que estas situações sejam tratadas ou toleradas como exceções.

É fundamental diferenciar os habitantes de um parque conforme eles já habitassem a área antes da decretação do parque ou se eles ocuparam a área após este decreto; neste segundo caso, eles seriam invasores, situação inadmissível e onde deveria ocorrer uma ação imediata do governo para impedir o estabelecimento e a expansão destes grupos, que estariam violando a lei, ao contrário do primeiro tipo, que já teria direitos adquiridos e, para saírem da área, deveriam ser indenizados (Amend & Amend 1995b). Este tipo de situação não ocorre na Argentina, onde uma legislação radical ignora a função social da propriedade, considerando os direitos à propriedade como exclusivos e perpétuos, e permite que o proprietário faça o que quiser com sua propriedade, inclusive degradá-la ou destruí-la, sem que se possa impedi-lo. Amend & Amend (1995b) examinam duas opções para o futuro dos parques: imediata retirada dos habitantes, por razões ecológicas urgentes, mas somente com a aceitação dos moradores afetados, ou integração das populações locais no conceito de parque, estabelecendo uma educação ambiental contínua e buscando alternativas para reduzir a pressão dos habitantes sobre os recursos naturais.

Certamente, estas são as mesmas opções para o futuro do Parque Nacional de São Joaquim (Fotos 9-11, 36-9), criado em 1961, com 49.300 ha, que inclui produtores rurais dentro de seus limites. Já a situação dos outros 2 Parques Nacionais da região (Aparados da Serra, criado em 1959, com 10.250 ha, e Serra Geral, decretado em 1992, com 17.300 ha) parece um pouco melhor e talvez seja possível almejar e/ou obter a inexistência de habitantes dentro de seus limites. Não somos totalmente contrários à existência de habitantes permanentes dentro de unidades de conservação, tanto pela necessidade da existência de fiscais (que muitas vezes são obrigados a morar no interior da unidade) quanto pela possibilidade que alguns ecossistemas mais produtivos oferecem de uso sustentável de seus recursos para a manutenção de famílias ou populações humanas (por exemplo, especialmente em estuários ou junto a rios e ao oceano) pouco numerosas. Porém, somos forçados a reconhecer a impossibilidade de habitantes viverem em áreas de MN ou pinhal sem causarem grande impacto nestas formações, tanto na sua vegetação (pela extração de lenha) quanto na fauna (através da caça), o que nos leva a rejeitar a presença de seres humanos e de seus animais no interior das

unidades de conservação na região dos Aparados, a não ser no caso de fiscais, mas cuja alimentação deverá ser obtida fora dos limites da unidade.

6.2.11.2. Outros aspectos sobre nossas unidades de conservação e a importância de pequenas reservas

Das unidades de conservação brasileiras (federais e estaduais) com informações disponíveis, 46% ainda não foram demarcadas, 78% possuem fiscalização inadequada e 75% não possuem plano de manejo (Fonseca *et alii* 1997). Schenkel & Kaniak (1995) abordam resumidamente a estarrecedora situação das unidades de conservação brasileiras sob responsabilidade do governo federal, mostrando que os 35 parques nacionais representavam, em 1995, 1,14% do território nacional, e mais de 3/4 disto encravado na Amazônia, ou seja, extremamente mal distribuídos no país, enquanto as 23 reservas biológicas, 5 reservas ecológicas e 21 estações ecológicas representavam 0,75% da área do país e ainda muito mais concentradas na Amazônia e incrivelmente mal distribuídas no país. Assim, as categorias de unidades de conservação federais de uso restrito, que excluem, teoricamente, ocupação humana e consumo dos seus recursos, totalizavam, em 1995, menos de 2% do território brasileiro, mas com uma concentração de mais de 80% das áreas na Amazônia; a distribuição dos tipos vegetacionais nas unidades de conservação antes de 1995 foi analisada por Bruck *et alii* (1995).

Atualmente, a área total das unidades de conservação brasileiras é "matéria controversa" (Primack & Rodrigues 2001:204): o Ministério do Meio Ambiente (MMA) afirma que 8,5% do nosso território correspondem a unidades de conservação, enquanto o WWF afirma que apenas 0,4% do território brasileiro possui unidades de uso restrito minimamente ou razoavelmente implantadas. Como o Ibama e o WWF (1999) desenvolveram estudos sobre a representação dos ecossistemas nas nossas unidades de conservação (cf. Arruda 2001), é de se estranhar tanta diferença entre os dados das duas instituições, mas várias informações de Milano (2001) ajudam a entender a realidade e as polêmicas que envolvem tais unidades. Arruda (2001) afirma que as unidades de conservação integral federais representam 1,99% do nosso território, deixando o Brasil como "um dos países com a menor percentagem de áreas especialmente protegidas", além de reconhecer a má distribuição destas unidades em relação aos ecossistemas brasileiros. Já Dourojeanni & Jorge Pádua (2001:81), também citando dados do MMA, mostram que tais unidades representam ainda menos, isto é, apenas 1,87% do território brasileiro, praticamente o mesmo percentual (1,85%) encontrado pelo WWW (1999). Este avaliou "todas as 86 unidades criadas há mais de 6 anos - prazo estabelecido *a priori* para uma implementação mínima", das 91 unidades de conservação federais de uso indireto então existentes no Brasil, o que exclui apenas as 5 unidades criadas em 1998. A conclusão foi que "somente 7 unidades (ou 8,4%) podem ser classificadas como razoavelmente implementadas", estando as demais em situação precária (47 unidades, ou 55% delas) ou apenas minimamente implantadas (32 unidades, ou 37% delas), segundo o WWF (1999).

Considerando que apenas 20% de toda a área realmente já está de posse do governo federal (Jorge Pádua 1997 e Ladwig 1998:6 mencionam que 57% de toda a área carece de "regularização fundiária", mas este percentual não é confiável, pois é desmentido pelos dados numéricos de Jorge Pádua 1997:225), que algumas unidades de conservação apresentam a proporção de 1 funcionário para mais de 500.000 ha de território (a média brasileira é de 1 para mais de 25.000 ha!!), como mostram Schenkel & Kaniak (1995), e que algumas formações vegetacionais (caatinga, pinhal, campo sulino e mata atlântica nordestina, por exemplo) estão pouco ou não-representadas (Câmara 1991, s.d., 1999; Schenkel & Kaniak 1995; Fonseca *et alii* 1997; Jorge Pádua 1997; Dourojeanni & Jorge Pádua 2001:78), percebe-se ainda mais claramente a fragilidade, insuficiência e deficiência deste setor, e que tudo isto está associado à citação no início desta seção. É de suma importância a avaliação das áreas conservadas e das necessárias para atingir uma representatividade razoável dos ecossistemas e espécies, sendo especialmente recomendados os trabalhos de Usher (1986a,b), Austin & Margules (1986), McNeil (1986), Margules (1986), Simberloff (1986), Shafer (1990, 2001), Vane-Wright *et alii* (1991), Schemske *et alii* (1994), Barrett & Barrett (1997), Ando *et alii* (1998), Pimm & Lawton (1998), WWF (1999), Margules & Pressey (2000), Araújo & Williams (2001), Burgman *et alii* (2001, e referências aí citadas), Cabeza & Moilanen (2001, e referências aí citadas), Cowling & Pressey (2001), Dourojeanni (2002, & Jorge Pádua 2001), Morsello (2001), Primack *et alii* (2001), Wright *et alii* (2001), Briers (2002), Peres (2002), Rodrigues & Gaston (2002a,b,c, e referências aí citadas), Spector (2002) e Terborgh *et alii* (2002a), entre outros.

Enquanto temos que conviver com os ínfimos percentuais do território brasileiro que são destinados, em teoria, à conservação da biodiversidade, lembramos que esta percentagem chega a 60% do país na Venezuela (Dourojeanni & Jorge Pádua 2001:75; ou 22%, cf. WWF 1999), 30% do território na Nova Zelândia (Norton 2000) e Equador, e cerca de 20% do país na Costa Rica, Guatemala, no Panamá e Chile (Dourojeanni & Jorge Pádua 2001), por exemplo, e que, na Austrália, 15% da área de cada tipo de comunidade florestal é protegida (Lynch & Neldner 2000). Em muitos outros países, como Bolívia, Nicarágua, Honduras e Colômbia (Dourojeanni & Jorge Pádua 2001), bem como Noruega (12%), Porto Rico (mais de 15%) e Botswana (17%; Rapoport 1991), a proporção das suas terras que é declarada como área protegida também é bem grande, e supera enormemente o percentual brasileiro. A "média mundial é de aproximadamente 6%" (WWF 1999) da área de cada país, isto é, o triplo do nosso percentual.

Já os Estados Unidos (EUA), segundo Diegues (1996:18), possuem menos de 2% da área do país como parques **nacionais**. Tal autor tenta passar a idéia de os EUA hoje propugnam a criação de parques nos demais países, mas quase sem ter estas unidades no seu território (informações corretas sobre o sistema de parques dos EUA são dadas por Langley 2001, que também faz uma análise crítica de tal sistema; ver também Davenport & Rao 2002, Shaffer *et alii* 2002); seria algo semelhante a: o que serve para o resto do mundo não é bom para os EUA, ou façam o que eu digo, mas não o que eu faço. Porém, Terborgh (2000) mostra que 40% do território dos EUA é terra **pública** assegurada por lei e com enorme apoio popular, sendo administrada por 4 agências federais (ver Langley 2001, Samson & Knopf 2001), que manejam 30% de toda a superfície do país (Wilcove & Blair 1995), e também por agências estaduais, tentando garantir a sobrevivência atual e futura da maior parte da biodiversidade daquela nação (Terborgh 2000), além de um "ativo trabalho de conservação suplementar ... promovido por numerosas entidades privadas, e que inclui a aquisição de terras com comunidades ou espécies ameaçadas" (Rapoport 1991). Apesar disto, estima-se que lá 1% de todas as espécies já foi extinto recentemente e outros 32% correm perigo (E. Wilson 1999:282, Shaffer *et alii* 2002), sendo que o número de espécies ameaçadas cresceu mais de 7 vezes no último quarto de século (Shaffer *et alii* 2002; ver também *http://endangered.fws.gov/wildlife.html*).

Por outro lado, a privatização é hoje uma tendência mundial, e o Brasil é um líder nela, tendo já privatizado uma maior fração de suas matas tropicais que qualquer outro país amazônico (Terborgh 2000), abrindo mão de manter tais áreas sob domínio público e justificando-se com a desculpa de promover atividades produtivas (econômicas) que supostamente levariam ao desenvolvimento regional, mas com mínima preocupação quanto à sustentabilidade de tais atividades. E, nas nações em desenvolvimento, as áreas florestais atualmente alocadas para exploração madeireira são no mínimo 8-10 vezes maiores que as limitadas áreas deixadas como parques ou reservas (A.G. Johns, citado por Laurance 1999c, 2000c).

Um tipo de unidade de conservação ainda inexistente nos Aparados, mas que seria de enorme interesse e talvez viesse a funcionar muito melhor que a grande maioria dos atuais parques públicos no Brasil, é a RPPN (Reserva Particular do Patrimônio Natural), cujos méritos e problemas são analisados por Morsello & Mantovani (1997; ver também Dourojeanni & Jorge Pádua 2001, Morsello 2001, Wiedmann 2001). Uma avaliação de unidades similares na Costa Rica foi feita por Langholz (2002, *et alii* 2000a,b), com conclusões mais favoráveis que as dos autores brasileiros. Apesar da opinião relativamente pessimista de Morsello & Mantovani em relação à eficiência das RPPNs na conservação da biodiversidade, nossa posição é que este tipo de reserva pode desempenhar um papel **fundamental** na preservação dos vários tipos de ecossistemas dos Aparados, porque aí, separados por pequenas distâncias, temos vários tipos bastante diferentes de comunidades biológicas que, aparentemente, poderiam ser perfeitamente mantidos mesmo em pequenas unidades de conservação, pois, como reconhecem Simberloff (1982), Fonseca (1985), Given (1993, 1994:93), Vázquez-García (1995), Schwartz (1999) e Haig *et alii* (2000), um mosaico de pequenas reservas pode ser vantajoso em regiões muito variáveis ou para preservar entidades endêmicas ou descontínuas. A Suécia tem 1200 pequenas reservas, com uma média de 350 ha cada, e 30 a 40% da área protegida na Holanda são reservas pequenas (Primack & Rodrigues 2001:229, Primack *et alii* 2001:483).

Também Gentry (1992:27) e Schwartz (1999) consideram que o plano ideal de conservação para plantas pode focar a preservação de **muitas áreas pequenas**, ao invés de grandes e em menor número como defendem os zoólogos que adotam o segundo princípio de Diamond (1975), entre os quais aparentemente não se situam Kay *et alii* (1997), que já admitem que áreas menores e de maior produtividade podem proteger populações viáveis por longo tempo. É muito provável que as peculiaridades das plantas, discutidas por

Bradshaw (1972) e Eriksson (1996, 2000a,b), tenham importante papel nestas recomendações. Shafer (1995) também demonstra a enorme importância de pequenas reservas (menores que 40 ha), apesar dos problemas que enfrentam, e afirma que elas **devem** suplementar as grandes reservas, o que também é afirmado por Terborgh (1974), Scariot & Sevilha (2000), Primack & Rodrigues (2001) e Primack *et alii* (2001). Leitão Filho (1994) defendeu a criação de novas unidades de conservação que tivessem no mínimo 100 ha, mas acreditamos que áreas bem menores já podem ser muito importantes, pelo menos no caso das MNs; o próprio Leitão Filho referiu-se ao "incrível" valor dos pequenos fragmentos florestais.

Se apenas algumas parcelas melhor conservadas e biologicamente mais ricas das grandes fazendas dos Aparados fossem transformadas em RPPN, provavelmente teríamos a grande maioria das espécies vegetais de todos os tipos de vegetação mantida dentro de uma ínfima percentagem da superfície total da região. Isto atenderia inclusive à preocupação de Spellerberg & Sawyer (1999:192), Smith *et alii* (2001) e Araújo (2002), quanto à necessidade da preservação de ecótonos e de populações ao longo de gradientes ambientais. Tal possibilidade seguiria ainda uma tendência recente de incorporar ou valorizar terras privadas, além das públicas, em questões de conservação (Langholz 2002, & Lassoie 2001, *et alii* 2000a,b; Norton 2000; Dourojeanni 2001, & Jorge Pádua 2001; Morsello 2001; James 2002; Kramer *et alii* 2002; Terborgh *et alii* 2002a), estratégia já discutida e recomendada por Longo (1979) e Irgang (1983), e muito antes implantada por Udo Schadrack, Raulino Reitz, Luís R.M. Baptista e outros no sul do Brasil, e que é muito mais eficiente que apenas destacar as mudanças alarmantes e/ou trágicas que têm ocorrido na maioria das propriedades privadas.

Richter *et alii* (1998) consideram muito corretamente que exemplos de unidades de conservação bem implementadas facilitam a aceitação popular para a criação de novas unidades, e que, por outro lado, exemplos negativos, como o caso do P.N. de Aparados da Serra, acabam dificultando a implantação de novas reservas; portanto, é necessária a regularização das áreas "desapropriadas" para criar uma opinião pública favorável à criação de novas unidades de conservação. Evidentemente, tal constatação dos autores seria ainda muito mais aplicável ao P.N. de São Joaquim, "criado" mais anteriormente e ainda com a totalidade de sua área completamente não desapropriada e nem indenizada, o que causa insuperáveis transtornos à imagem e à atuação dos órgãos ambientais e do movimento conservacionista na região. O mesmo se dá com o P.N. da Serra Geral. Ou seja, as 3 maiores unidades de conservação dos Aparados ainda não foram regularizadas quanto à sua situação fundiária. Apenas o P.N. de Aparados da Serra possui alguma estrutura física (melhorada e ampliada recentemente) ou de fiscalização funcionando, e os outros 2 parques nacionais são meros nomes usados em mapas, decretos, placas, publicações e relatórios governamentais, sem qualquer pedaço efetivamente implantado, sem qualquer base física criada em algum local dentro dos limites mapeados ou descritos, e nem qualquer destes limites está sinalizado ou indicado na área supostamente reservada.

Leitão Filho (1994) já criticava a prioridade dada (especialmente pelo Ibama, que ainda hoje insiste nela) para a elaboração de planos de manejo para unidades de conservação. Ele considerava prioritária, com o que concordamos totalmente, a **plena implantação de cada unidade inicialmente**, a fim de garantir a preservação de amostras significativas das áreas biologicamente mais importantes, o que deixa os planos de manejo mais completos para uma etapa necessariamente subseqüente, após se ter uma **estrutura mínima efetivamente funcionando** e um conhecimento mais consolidado sobre aspectos bióticos e abióticos indispensáveis. A única alternativa é abandonar os planos de manejo muito detalhados ("grandes monumentos de papel, recheados com informações teóricas de valor dúbio para os administradores de parques"), que só interessam às empresas de consultoria que os fazem, e partir para "documentos concisos, ... poucas páginas de conselhos práticos e ... mapas de boa qualidade e/ou fotografias aéreas" (Dourojeanni 2002:358).

A expressão "paper reserve", usada por Falkenberg & Voltolini (1995) para designar as unidades de conservação que existem apenas "no papel", isto é, em mapas, livros, decretos e planos de manejo, mas sem uma estrutura física e de pessoal implantada, pode ter um significado mais conhecido, como discutem Dourojeanni (1997) e Dourojeanni & Jorge Pádua (2001:196). Estes afirmam que a expressão "parque de papel" foi criada na década de 80 e teve então um uso mundial, mas para referir-se à suposta fragilidade da maioria das unidades de conservação existentes, baseada em uma análise superficial, que mostrava que elas não sobreviveriam às centenas de ameaças que tal análise levantou. No entanto, Rodríguez & Rodríguez-Clark (2001) discutem e adotam exatamente o primeiro sentido para "paper parks", concluindo que mesmo este tipo de unidade de conservação é importante e pode ser muito bem sucedida (seus comentários baseiam-se em um trabalho sobre a efetividade de parques tropicais, de Bruner *et alii* 2001); ver também Rubio Del Valle

(2002). Diante da diferença de significados, pode-se passar a designar as unidades de conservação existentes apenas "no papel" como "unidades fictícias", pois não passam de uma peça de ficção não-científica, ou "unidades fantasmas", ou seja, que não existem na realidade, mas "assombram" os técnicos envolvidos e os moradores das áreas onde elas foram "criadas". Por outro lado, acreditamos que a expressão "parque no papel" (ou "parque de papel", cf. Dourojeanni 2002:347, Terborgh *et alii* 2002a) já tem ampla aceitação e total entendimento quando usada no contexto brasileiro, o que talvez justifique a sua manutenção.

A própria denominação do P.N. de São Joaquim é problemática, pois o Parque inclui áreas de 4 municípios (Urubici, Bom Jardim da Serra, Grão Pará e Orleans), e nenhuma área de São Joaquim, que é o município mais conhecido da região em todo o país, em virtude da intensa divulgação associando seu nome ao inverno mais frio do Brasil. O nome do Parque gera indignação nos habitantes dos municípios cujas áreas realmente fazem parte dele; estes moradores consideram que tal nome é um menosprezo à sua cidade, o que agrava a rivalidade entre os municípios, onde o turismo é uma importante fonte de renda, pois São Joaquim tem maior destaque e tradição em vários aspectos e ainda consegue ter mais divulgação ao associar sua cidade com um Parque que nem ocupa qualquer pedaço de seu território.

A mudança de nome deste Parque parece uma necessidade, para motivar os habitantes dos municípios efetivamente envolvidos a aceitarem e se orgulharem do Parque Nacional incluído em seus territórios, e para se adequar à criação do município de Bom Jardim da Serra, desmembrado de São Joaquim pouco após a decretação do Parque, o que deixou São Joaquim sem qualquer parte do Parque e criou toda a confusão. Duas sugestões de nomes geográficos, "de Aparados do Norte" e "do Morro da Igreja", valorizam denominações tradicionais e exclusivas do relevo da região, a primeira adequando-se à existência de outro Parque Nacional mais ao sul e a segunda consagrando o local mais elevado e conhecido do Parque. Já um nome botânico, P. N. "da Matinha Nebular", destacaria o tipo vegetacional mais característico da região, que realmente concentra a maior superfície de MNs do sul do Brasil e talvez até do país inteiro. A aceitação desta última proposta serviria ainda como pressão para impedir que o Parque perca totalmente tal vegetação e para evitar que o Ibama permita que se mantenha o ritmo de destruição florestal das últimas décadas.

6.2.12. Considerações finais

"Traditionally, forest management was construed as ensuring lucrative short-term wood production. This approach was more akin to engineering than to biological management and has left a legacy of university 'forest engineering' departments. However, this view-point led to a failure to see the forest for the trees. Preserving biodiversity requires us to see a forest as a community of species rather than a wood factory." (Simberloff 1999:102).

[Tradicionalmente, o manejo florestal foi interpretado como a garantia de uma rápida e lucrativa produção de madeira. Esta abordagem era mais próxima da engenharia que do manejo biológico, e deixou um legado de departamentos de 'engenharia florestal' nas universidades. No entanto, este ponto de vista levou a uma incapacidade de ver a mata em vez de as árvores [ou levou a perder-se a visão da mata para enxergar só as árvores]. Preservar a biodiversidade requer que vejamos uma floresta como uma comunidade de espécies e não como uma fábrica de madeira.]

A fragilidade de um ecossistema (definida como o inverso de estabilidade dele, cf. Nilsson & Grelsson 1995, que fazem uma excelente revisão do conceito e da sua utilidade) ou sua suscetibilidade (Bragg & Tallis 2001, Gordon *et alii* 2001, Miles *et alii* 2001, Milne & Hartley 2001, Thomas 2001, Usher 2001) é uma decorrência da magnitude das forças destrutivas que agem contra ele (Ewel 1983, Thomas 2001), o que, no caso das MNs dos Aparados, diante da combinação dos fatores anteriormente discutidos, nos obriga a considerá-las como frágeis, ainda que estas MNs possuam capacidade para responder ou resistir a tais forças, só que tal capacidade parece estar hoje muito debilitada, diante do tempo e da intensidade de atuação dos agentes destrutivos. A constatação de Cairns Jr. & Pratt (1990), de que as comunidades mais simples não têm a mesma capacidade de responder aos estresses que as mais complexas, torna ainda mais preocupante a situação das MNs dos Aparados. Além disso, as práticas agrícolas homogeneizam os solos (Bell *et alii* 1993) e as paisagens, diminuindo ou eliminando a variação entre microssítios próximos, o que se constata nos Aparados, onde as queimadas e o pastoreio levaram a grandes áreas fitofisionomicamente similares de campos antrópicos em substituição às MNs, aparentemente reduzindo a heterogeneidade ambiental de tais áreas.

Acreditamos que vários aspectos anteriormente mencionados podem contribuir significativamente para melhorar a conservação do restante destas MNs: a consideração de conjuntos de fragmentos de Brokaw (1998) funcionando no mesmo sentido da matriz de Franklin (1993), juntamente com a efetiva implantação e/ou manutenção das 4 maiores reservas (Parques Nacionais de São Joaquim, de Aparados da Serra e da Serra Geral; Parque Estadual da Serra Furada) e incluindo as áreas ainda contínuas de florestas, além de uma exclusiva utilização do fogo em áreas totalmente localizadas (cf. Leach & Givnish 1996), enquanto não for possível banir completamente tal costume. Esta situação seria pouco prejudicial para os interesses dos proprietários e produtores rurais da região (na verdade, seria inclusive vantajosa em futuro muito próximo), e teria grande potencial de manutenção de significativa parte da biodiversidade dos ecossistemas florestais, onde uma aparente pequena perda do potencial agropecuário (extremamente mal explorado atualmente) seria substituída vantajosamente por uma entrada de recursos financeiros trazidos pela atividade turística, através da exploração dos recursos histórico-culturais ligados à pecuária e arqueologia, paisagísticos (garantidos pela efetiva preservação das paisagens, atualmente já sendo degradadas) e ecológicos (assegurados e ampliados pela preservação da vida selvagem animal e vegetal), além de garantir a sustentabilidade da exploração agropecuária.

Entre os maiores animais nativos observados eventualmente durante as expedições, os quais demonstram ainda uma certa conservação também da fauna das MNs e das comunidades próximas, citamos os tamanduás-mirins (*Tamandua tetradactyla*, animais isolados observados no Morro da Igreja e na Serra do Rio do Rastro e da Rocinha), quatis (*Nasua nasua*; um bando com cerca de 15 na Serra do Corvo Branco, outro com cerca de 5 na Serra do Rio do Rastro e outro com cerca de 10 na Serra da Rocinha; também considerados freqüentes no Itatiaia por Ule 1895), graxains (*Dusicyon* sp., um par no Morro da Igreja e animais isolados na Serra do Rio do Rastro e da Rocinha) e tatus (no Morro da Igreja), além de 3 veados em áreas campestres próximas de MN. Também foram vistos um gato-selvagem (felídeo) nas proximidades do Morro da Igreja e diversos cracídeos aí e na Serra da Rocinha. Estas observações apenas registram que a fauna de maior porte, inclusive durante o dia, pode ser avistada mesmo sem grande esforço ou atenção. Ainda que seja pouco diversificada, sua conservação é certamente fundamental se os habitantes da região dos Aparados quiserem realmente explorar todo o imenso potencial ecoturístico desta região.

Embora seja geralmente vista como uma exploração de pequeno impacto sobre os ecossistemas naturais e de grandes perspectivas econômicas, a atividade turística muitas vezes não corresponde a estas expectativas (ver, por exemplo, Gallet & Roze 2001), e em áreas de matas nebulares já apresentou vários problemas na África (Lush 1995) e em Porto Rico (Scatena 1995), os quais certamente exigem cuidado e planejamento para que não venham a ocorrer também nos Aparados ou em outras regiões de maior altitude. No Brasil, algumas áreas já foram avaliadas com relação a isto (Dines 1997, Faria & Lutgens 1997), embora nenhuma inclua matas nebulares. Wallace (1997) e Davenport *et alii* (2002) apresentam visões gerais sobre o tema, e Wilson (2000) exemplifica com o caso da Costa Rica, em que a atividade turística com grande direcionamento para a história natural do país já ultrapassou os valores arrecadados com a exportação de café e banana, tornando-se a principal fonte de ingresso de recursos externos no país.

Numa região de médias altitudes (cerca de 800 m), nas proximidades do extremo norte dos Aparados catarinenses, Soldateli (1999) apresentou oportunas considerações sobre os impactos do turismo, em boa parte extensíveis à região dos Aparados (em virtude de diversas semelhanças abióticas, paisagísticas, faunísticas e vegetacionais), mas de um ponto de vista talvez muito otimista; Soldateli (1998) mostrou uma posição mais cautelosa; sobre o mesmo tema, Richter *et alii* (1998) também fazem importantes colocações em relação a São Francisco de Paula, mas certamente ampliáveis para todos os municípios dos Aparados. Além disso, "o turismo geralmente cria empregos sazonais e com baixos salários, tem uma informalidade muito grande e, conseqüentemente, nem sempre provoca grande impacto sobre a arrecadação de tributos", o que muitas vezes torna pouco eficientes os investimentos públicos neste setor (Fernando Seabra, Dpto. Ciências Econômicas da UFSC, com. pess.).

Diante de todos os problemas já tratados até aqui neste capítulo, não há como não se revoltar quando Teixeira & Coura Neto (1986:567) mencionam "a inexpressiva ação antrópica" nas áreas de floresta ombrófila densa montana (onde eles incluem a MN). Se técnicos do órgão responsável pela análise do ambiente geográfico brasileiro (IBGE) têm esta "visão" (ou falta de) e a Secretaria de Planejamento (Seplan) do governo federal a aceita e publica, que esperança podemos ter com relação a alguma ação governamental

efetivamente planejada e sustentável neste tipo de floresta?? Porém, apesar da existência de alguns absurdos como este na literatura científica, não é por falta de conhecimentos biológicos ou informações técnicas que as unidades de conservação e as políticas governamentais pouco ou não funcionam. Boa parte da composição florística do P.N. de Aparados da Serra e do P.N. da Serra Geral já era conhecida e publicada na década de 50 (ver Rambo 1956a); quase meio século depois, por que a situação destes parques ainda é tão precária?? Parques não são implantados basicamente por falta de vontade política (ver Dourojeanni 2002) no país todo, e as políticas ambientais públicas brasileiras (quando existentes) são tão pouco eficazes por vários motivos, mas entre os quais **certamente não está** a inexistência ou inadequação de dados científicos para que as unidades de conservação e/ou as estratégias governamentais funcionassem mais eficientemente.

6.3. Conservação de espécies vegetais

"The argument that we must conserve species because they might be useful is an argument that lacks a soul. It is both sensible and true, but it has no spirit, no human dimension. It is the argument of technocrats. We do not conserve Mozart concertos, Monet paintings or Mediaeval cathedrals because they are useful. We conserve them because they are beautiful and because they enrich our lives. ... Nature is beautiful. Let's say so, and let us have the stewardship of that beauty as an honest and major reason for conserving it." (Lawton 1991:4; idéia semelhante é expressada por Trudgill 2001:694: "We can justify our feelings by numerical and functional arguments, but it is the song of birds and the sight of flowers which are the motivators, ... ").
[Falta uma alma ao argumento de que devemos conservar espécies porque elas poderiam ser úteis. Ele é sensato e verdadeiro, mas não tem espírito e nem dimensão humana. É o argumento dos tecnocratas. Não conservamos concertos de Mozart, pinturas de Monet ou catedrais medievais porque são úteis. Conservamos porque são incríveis e porque enriquecem nossas vidas. ... A Natureza é maravilhosa. Vamos dizer isto e ter a orientação desta beleza como uma honesta e decisiva razão para conservá-la.] [cf. Trudgill 2001: Podemos justificar nossos sentimentos através de argumentos numéricos e funcionais, mas é o canto dos pássaros e a visão das flores que são os motivadores, ...]

Nesta seção, abordaremos alguns aspectos ligados às espécies individuais, o que permite e/ou exige um certo detalhamento de cada espécie e de suas características intrínsecas. Na verdade, seria o somatório de todas estas características que deveria levar ao manejo e à conservação das comunidades de plantas. No entanto, de modo geral, este conjunto tão amplo de conhecimentos ainda é pouco disponível, o que faz com que muitas vezes outros tipos de abordagem sejam empregados para as discussões no nível de comunidade, como os que mostramos na seção 6.2.

6.3.1. Conceitos e "tipos" de espécie

"... remains both valid and useful to continue to describe species as **morphological entities**, because that is the key to being able to understand the composition of forests – an important activity while there are still forests to describe – and to save them, or at least some of the elements in them." (Raven 1989:373, negritos nossos).
[... permanece válido e útil continuar a descrever espécies como entidades morfológicas, porque isto é a chave para conseguir entender a composição das florestas – uma atividade importante enquanto ainda existirem florestas para serem descritas – e salvá-las, ou ao menos alguns elementos delas.]

Antes de tratarmos de aspectos da conservação de algumas espécies das MNs, consideramos fundamental abordar um tema altamente polêmico, que é o próprio significado do termo "**espécie**", motivo de extensa e contraditória bibliografia. Para uma visão histórica, consultar Atran (1987); para uma posição pessoal e uma revisão baseada na morfologia e taxonomia, ver Falkenberg (1988:7-12); para uma abordagem mais genética, ver Mallet (1996) e Ferguson (2002); para uma visão talvez mais equilibrada, ver Wilson (1994:45-60) e especialmente Cronquist (1988), Briggs & Walters (1997:361-6), Bachmann (1998) e Hey (2001a,b; mas ver Hull 2002). As implicações do conceito de espécie para a conservação da biodiversidade já foram discutidas especialmente por Rojas (1992) e Goldstein *et alii* (2000), mas também por O'Brien & Mayr (1991, sobre animais), Standley (1992), Vane-Wright (1992), Towns & Williams (1993), Carroll *et alii* (1996), Gaston (1996), McElroy *et alii* (1997), Meffe & Carroll (1997:57-74), Dimmick *et alii* (1999, sobre

alguns vertebrados), Peterson & Navarro-Sigüenza (1999, sobre aves mexicanas), Soltis & Gitzendanner (1999), Avise (2000a,b), Baldwin (2000), Coates (2000), Crandall *et alii* (2000), Ertter (2000a), Walsh (2000), Fraser & Bernatchez (2001), Solé-Cava (2001) e Moritz (2002). Estes autores não pretendem oferecer soluções para o problema da conceituação de espécie (exceto O'Brien & Mayr e Goldstein *et alii*, estes últimos com aspectos aprofundados por Goldstein & DeSalle 2000), mas trazem para o campo da biologia da conservação uma questão infelizmente quase restrita à taxonomia e à biologia evolutiva.

É extremamente preocupante, mas também muito curioso, que um dos conceitos mais básicos e fundamentais (e talvez o de mais amplo e antigo uso) das ciências biológicas seja tão polêmico, mal definido e até incompreendido pelos cientistas desta área (ver também Bachmann 1998). Igualmente a questão da especiação (Howard 1993, Levin 2001, Salomon 2001), associada ao (e também dependente do) conceito de espécie (Barton 1988, Cronquist 1988, Cracraft 1989, Eldredge 1989:91, Niklas 1997, Bachmann 1998, Mayr 1999, Avise 2000a,b, Schemske 2000, Noor 2002), tem evidentes implicações na biologia da conservação, como mostram Meffe & Carroll (1997:74-6), Dimmick *et alii* (1999, sobre vertebrados), Gaston & Chown (1999), Meffert (1999), Coates (2000), Cowling & Pressey (2001), Rosenzweig (2001) e Templeton *et alii* (2001). Estas ocorrem especialmente nos casos de espécies com populações muito reduzidas, mas também podem ser consideradas inclusive em discussões sobre a preservação de ecossistemas e grandes regiões, como fazem Hopper (1979, 2000) e Moritz (2002, & Faith 1998) para a Austrália (sobre a região, ver também Pate & Hopper 1993, Beard *et alii* 2000, Crisp *et alii* 2001) e Brown Jr. (1987), Bush (1994, 1996) e Nazareth & Patton (1998) para a Amazônia, todos de forma muito interessante.

Rojas (1992) acerta perfeitamente na colocação do problema: "total desacordo sobre o que são as espécies, como devem ser delimitadas e o que representam", posição semelhante à de Eldredge (1989), Bachmann (1998, 2001a) e Pleijel & Rouse (2000:628); os 2 últimos autores mostram que a situação não mudou, diante do uso de mais de 20 conceitos de espécie e da publicação de igual número de livros sobre estes nos anos 90 (ver também R. Wilson 1999, Stevens 2000:646-9, Hey 2001a, Rieseberg & Burke 2001, Noor 2002). Rojas também acerta no final da discussão, onde destaca que a ciência da conservação deve conhecer e reconhecer as limitações das informações taxonômicas, incompletas e não facilmente interpretáveis, mas, ainda assim, as únicas disponíveis. No entanto, criticamos a estrutura de sua análise sobre as implicações para a conservação, separada em duas abordagens, tipos x unidades evolutivas, divisão artificial, como a própria autora reconhece, e sem utilidade; na verdade, ela se refere a abordagens no nível de espécie (como as que buscam estimar a riqueza de comunidades ou grupos taxonômicos) e abaixo (ou dentro) deste nível (variação intra-específica).

Também não concordamos com o início da discussão de Rojas (1992), onde aparece o motivo para a separação acima criticada, o qual é a crítica da autora a métodos para a escolha de prioridades baseados tanto em número de espécies quanto na representatividade de áreas protegidas. Rojas argumenta, corretamente, que tais estimativas são dependentes das circunscrições adotadas para cada espécie, e que reinterpretações dos limites das espécies poderiam resultar em estimativas diferentes, que talvez levassem a outras conclusões em termos de prioridades/recomendações para a conservação. O que a autora não percebe é que tais estimativas são fundamentais e obrigatoriamente devem ser consideradas, numa forma rudimentar de planejamento e tomada de decisões em relação à conservação, e que as nuances relacionadas a conceito de espécie (e variação intra-específica) talvez possam ser tratadas apenas numa escala mais refinada, posteriormente, e envolvendo aspectos de manejo de algumas espécies, exatamente dentro do que Rojas chama de "refinamento dos conceitos e métodos envolvidos na seleção, planejamento e manejo de áreas protegidas".

A abordagem de Goldstein *et alii* (2000) aparece mais profunda, e seus objetivos são mais ambiciosos, mas o resultado final não é superior ao trabalho de Rojas (que eles citam erradamente como de 1990) e foi criticado também por Moritz (2002). Numa atualizada apresentação do problema, bastante direcionada para as implicações conservacionistas, eles rejeitam o pluralismo dominante na conceituação de espécie e consideram necessário que as espécies sejam definidas de acordo com os mesmos critérios, não aceitando que o que constitui uma espécie varie de local para local e de grupo para grupo, conforme diferentes interpretações ou práticas taxonômicas. Isto os leva a defender o conceito de espécie filogenética (CEF; ver também Vogler 1998 e, para críticas, Avise 2000a,b), baseado estritamente em caracteres e não em suposições sobre o comportamento reprodutivo dos indivíduos, o que também é apoiado por Soltis & Gitzendanner (1999). No entanto, Goldstein *et alii* são incapazes de comprovar a suposta superioridade, tanto operacional

quanto lógica, desta abordagem para delimitar espécies, considerada por eles mais indicada que outros métodos diagnósticos.

A apresentação feita por Goldstein *et alii* do CEF como "solução" e suas tentativas de rebater as críticas de autores que "resistem" ao CEF (e o consideram inferior ou o abandonaram) também não são convincentes. No primeiro caso, um dos motivos alegados é que o CEF permitiria uma definição de espécie mais "aproximada" da de população, o que simplesmente não é verdade e até parece contraditório com sua argumentação contra o uso de análises cladísticas para avaliar a relação entre indivíduos ou populações dentro de uma mesma espécie. Os autores parecem de novo contraditórios ao considerarem o conceito de subespécie como "empiricamente defunto" (p.125), e 3 páginas adiante discutirem exatamente o caso de uma subespécie estudada por 2 deles. Apesar de nossa discordância quanto a aspectos fundamentais do trabalho, concordamos com a sua visão de que todas as hipóteses científicas são "pontos-de-partida" ou tentativas provisórias, dependentes da disponibilidade de mais dados. Assim, defendendo o CEF de seus críticos, apresentam-no como uma hipótese em cada caso em que é empregado, o que significa que o resultado de sua aplicação pode não ser definitivo (mas é corrigível se novas evidências surgirem) e nem estável. No entanto, esta é a **mesma** situação de muitos dos demais conceitos de espécie propostos e adotados por inúmeros outros pesquisadores (ver, por exemplo, Bachmann 1998, Ertter 2000a:95), não podendo os partidários do CEF tentarem se apresentar como diferentes nesta postura.

Também relacionadas ao conceito de espécie, surgiram, nos últimos 15 anos, propostas sobre "unidades evolutivamente significativas" (UESs - Moritz 1994, 2002; Vogler 1998; Avise 2000a; Fraser & Bernatchez 2001), com uso tanto em ecologia e biogeografia (Kelt & Brown 2000) quanto em conservação (Vogler 1998, Dimmick *et alii* 1999, Fraser & Bernatchez 2001), as quais são pobremente definidas, tanto conceitualmente quanto operacionalmente (Moritz 1994, 2002), sendo seu reconhecimento formal um assunto complicado, da mesma forma que os possíveis critérios a serem adotados para tal formalização (Kelt & Brown 2000, Moritz 2002). É possível que, futuramente, as UESs venham a ter algum papel ou até grande importância, como acreditam Fraser & Bernatchez (2001) e Moritz (2002, que tenta reconhecer unidades subespecíficas), mas, atualmente, isto ainda não parece estar ocorrendo, o que nos faz não aprofundar sua discussão. Como afirmou Moritz (1994), é provável que as UESs irão geralmente complementar e não substituir as espécies definidas sob os critérios tradicionais, predominantemente morfológicos; Moritz (2002:244) reafirma ser esta a intenção com as UESs. Porém, considerar estas UESs pode ser interessante para aprofundar a idéia de que as "unidades de evolução" não são as espécies, e que estas servem melhor como as "unidades de classificação", conforme discute Dupré (2001), posição de algum modo similar às de Raven (1976, 1977).

A diferenciação de alguns "**tipos**" (ou classes ou modelos) de espécie tem sido feita por vários autores, com base em inúmeros critérios, na tentativa de encontrar generalizações com utilidade ecológica, genética e/ou conservacionista. Estas tentativas buscam simplificar as análises necessárias e visam a encontrar padrões relativamente gerais nas espécies incluídas em cada grupo (ou modelo), buscando fazer previsões sobre o comportamento destas espécies em determinadas condições (aquecimento global, redução de área do habitat, etc.), sem precisar obter informações detalhadas sobre cada espécie individual. Como exemplo, mencionamos Noss & Csuti (1997), que identificaram vários tipos de espécie particularmente vulneráveis à fragmentação: raras, com limitada capacidade de dispersão, pequena distribuição geográfica, ciclo de vida curto, dependentes de recursos imprevisíveis espacial ou temporalmente, de interior do habitat, exploradas ou perseguidas pelo homem, sendo vários destes tipos também considerados mais vulneráveis por Laurance *et alii* (1997a). Já Hochberg (2000) aponta evidências de que especialistas (espécies monófagas ou fortemente oligófagas) de níveis tróficos superiores são mais sensíveis à fragmentação que espécies de níveis tróficos inferiores (plantas).

Nesta mesma linha, Paglia (1996) verificou que, para mamíferos terrestres, a distribuição restrita, a dieta não-onívora e viver preferencialmente em mata estavam correlacionadas com a vulnerabilidade da espécie, e que a massa dela não era uma característica influente. Davies *et alii* (2000) verificaram que as espécies raras ou isoladas eram mais ameaçadas, e que o porte da espécie ou seu enquadramento taxonômico não eram bons previsores de seu comportamento diante da fragmentação. Kageyama & Lepsch-Cunha (2001) propõem 5 grupos modelos de espécies arbóreas, baseados em padrão demográfico, resposta às perturbações antrópicas e classificação dentro dos grupos sucessionais. Musil *et alii* (1999) verificaram que as espécies

arbóreas parecem relativamente menos resistentes que outras formas de vida ao estresse decorrente das crescentes exposições à radiação ultravioleta. Parece-nos que tentativas deste tipo, assim como outras discutidas por Primack (1993), Given (1994), Laurance *et alii* (1997a), Ceballos *et alii* (1998), Primack *et alii* (2001) e Bensusan (2001), apresentam boas perspectivas de encontrar generalizações bastante úteis na biologia da conservação, sendo ferramentas indispensáveis para a preservação da biodiversidade nos fragmentos restantes da maior parte dos grandes ecossistemas mundiais. Associadas às técnicas revisadas por Whelan *et alii* (2001), estas tentativas poderão encontrar novos caminhos para a conservação das espécies ou populações mais ameaçadas.

Simberloff (1998, 1999) e Caro & O'Doherty (1999) discutem e diferenciam os vários tipos de espécie que têm sido usados na tentativa de analisar e monitorar (ver também Towns & Williams 1993, Given 1994:63, Andelman & Fagan 2000, Yoccoz *et alii* 2001) a conservação da biodiversidade, em função da impossibilidade de estudar e manejar cada aspecto dela. Eles mostram os problemas que acompanham o uso e a escolha dos mais tradicionais tipos de espécie adotados em programas de manejo de uma única espécie: espécies indicadoras, espécies "guarda-chuva" ("umbrella species"; Shrader-Frechette & McCoy 1993; é uma espécie cuja conservação garantiria a preservação de inúmeras outras que vivessem nos mesmos habitats que ela) e espécies carismáticas que servem de "bandeira" ("flagship species"; Briggs 2000, Ertter 2000a:86-7; é uma espécie que causa grande interesse ou desperta simpatia entre grupos humanos mais influentes, e a preservação desta espécie auxiliaria a conservar outras que dividissem com ela os mesmos habitats).

Os 2 últimos tipos de espécie foram ainda discutidos por Andelman & Fagan (2000), que concluem pela limitada utilidade deles, inclusive pelo fato de a maior parte da verba destinada à conservação de espécies ameaçadas ser gasta com alguns poucos animais prestigiados pela atenção popular (Ralls 1995). Também Lindenmayer *et alii* (2000a) e Rolstad *et alii* (2002) discutem as possibilidades e limitações do uso de espécies indicadoras, mas concluem pela inadequação deste tipo de indicador no presente (conclusão semelhante à de Taper *et alii* 1995), sugerindo o uso adicional ou alternativo de outro tipo de indicador, baseado na estrutura das comunidades (embora posteriormente não tenham encontrado consistência entre este segundo tipo de indicador e os conjuntos de espécies, cf. Lindenmayer *et alii* 2002b). O mesmo tema também é discutido por Lambeck (1997, 2002) e Caro & O'Doherty (1999), com posições favoráveis ao uso de diferentes tipos de espécie, bem como por Andelman & Fagan (2000), Caro (2000, 2002), Margules & Pressey (2000), Armstrong (2002) e Lindenmayer *et alii* (2002a). Heyer *et alii* (1999) discutem o uso de táxons indicadores e de coleções de museu para basear decisões sobre conservação da biodiversidade, concluindo pela utilidade e/ou adequação nos táxons bem amostrados, e pela inadequação nos casos de táxons insuficientemente amostrados através dos espécimes científicos disponíveis.

Já Linnell *et alii* (2000) comprovam que os grandes carnívoros não servem como qualquer tipo de espécie considerado de maior importância em termos conservacionistas, posição próxima à de Landres *et alii* (1988), Andelman & Fagan (2000) e Kelly (2002), o que contraria a crença de Silveira *et alii* (2001) de que a onça-pintada serve como "espécie guarda-chuva"; Linnell *et alii* concluem que é improvável que a conservação de grandes carnívoros ajude a preservar o resto da biodiversidade. Portanto, a conservação deles (discutida também por Shrader-Frechette & McCoy 1993, Maehr *et alii* 2002) deve ser feita através de programas dirigidos especificamente para os conflitos em que eles estão envolvidos, como os analisados por Santos-Silva *et alii* (1996), Mazzolli *et alii* (2002) e Polisar *et alii* (2003), enquanto a conservação do restante das espécies será melhor obtida através do estabelecimento de reservas e da mudança das práticas florestais (Linnell *et alii* 2000). Situação até certo ponto semelhante é a de elefantes, cuja conservação num parque africano coloca em risco um tipo vegetacional da mais alta prioridade e muitas espécies vegetais raras ou endêmicas (Lombard *et alii* 2001), exigindo um conjunto de providências para tentar compatibilizar a conservação de ambos os grupos, e novamente incluindo problemas e conflitos que envolvem uma espécie animal "carismática".

Diante desta série de dificuldades práticas e teóricas, Simberloff (1998) considera que uma orientação levemente diferente no manejo de uma única espécie poderia ser mais efetiva que todas as alternativas discutidas. Ele sugere o uso do conceito ampliado de "keystone species" (Bond 1993: espécie que tem efeito desproporcional sobre a persistência de todas as outras espécies), discutido e criticado por Mills *et alii* (1993) e refinado por Power *et alii* (1996) e Kotliar (2000) – ver o quinto parágrafo da seção 3.8 (cap. 3). Simberloff conclui que o manejo de tal tipo de espécie pode combinar características desejáveis do manejo de uma única

espécie e do manejo de ecossistemas, embora reconheça ainda a existência de algumas dificuldades com o uso deste conceito e com a falta de maiores informações científicas sobre possíveis "keystone species" e seus reais efeitos nos ecossistemas, além de eventuais dificuldades futuras de manejá-las. De qualquer modo, no entanto, ele considera que analisando-as seriamente estaríamos no mínimo ampliando bastante os conhecimentos indispensáveis sobre os ecossistemas e suas espécies, informações obviamente necessárias para qualquer plano de manejo.

Simberloff (1998, 1999) e Caro & O'Doherty (1999) tratam também das propostas de manejo de ecossistemas ou paisagens, freqüentemente sugeridas como uma alternativa para os problemas detectados no manejo de uma única espécie (Franklin 1993, Lambeck 1997, Schwartz 1999) ou mesmo como a unidade de análise da conservação no futuro, ainda que isto pareça profético (Schwartz 1999). No entanto, várias dificuldades, inclusive conceituais, também são muito evidentes e preocupantes nesta proposta alternativa de manejo (Wilcove & Blair 1995; Christensen Jr. *et alii* 1996; Simberloff 1998, 1999), bem apresentada por Christensen Jr. (1997). Além disso, nosso conhecimento sobre as ameaças a espécies individuais parece ser maior que sobre problemas e possíveis soluções para a estabilidade e sustentabilidade de ecossistemas, e a legislação que protege certas espécies ameaçadas representa um marco importante e que bem define impactos negativos não aceitáveis (Towns & Williams 1993, Wilcove & Blair 1995, Schwartz 1999). Isto é exemplificado por, nos EUA, a lei ambiental considerada mais importante ser a que protege as espécies ameaçadas (Meffe 2001; sobre ela, denominada "U.S. Endangered Species Act", ver Losos 1993, Wilcove *et alii* 1993, Miller *et alii* 1994, O'Brien 1995, Carroll *et alii* 1996, Easter-Pilcher 1996, McElroy *et alii* 1997, Meffe & Carroll 1997:76-82, Flather *et alii* 1998, Soltis & Gitzendanner 1999, Moser 2000, Smallwood 2000, Doremus & Pagel 2001, Langley 2001:127-9, Clark *et alii* 2002).

Noss (1990) apresentou uma proposta que tenta evitar os problemas decorrentes do uso de espécies indicadoras, adotando uma hierarquia que incorpora elementos de cada atributo (composição, estrutura e função) da biodiversidade em 4 níveis de organização (paisagem regional, comunidade-ecossistema, população-espécie e genética), e identifica indicadores de cada atributo, nos 4 níveis organizacionais, para uso no monitoramento ambiental. Isto significaria, nas palavras de Simberloff (1998), monitorar virtualmente tudo como indicador, praticamente esquecendo que a finalidade do uso de indicadores é exatamente reduzir o gasto de recursos com as avaliações e simplificá-las (ver também Soulé 1995).

Outro tipo de espécie com muitas implicações em relação à conservação da biodiversidade são as espécies facilitadoras ou modificadoras do habitat (Olff *et alii* 1999) ou protetoras ("nurse"; Withgott 2000), que propiciam habitat favorável ou tolerável para centenas ou milhares de outras. Incluem-se aí espécies que participam da fixação de nitrogênio (através de simbioses com microrganismos) e/ou pioneiras de relativamente rápido crescimento, que enriquecem o solo onde se desenvolvem e produzem sombreamento importante para a continuidade do processo de regeneração florestal. Neste caso, poderíamos destacar especialmente duas espécies de *Mimosa* das MNs, *M. scabrella* e *M. taimbensis*, com grande destaque para a primeira na maior parte do planalto (ver, por exemplo, Ziller *et alii* 1996), e inclusive nos pinhais, mas com grande abundância da segunda nas áreas mais altas junto aos Aparados, o que a torna quase exclusiva da MN e VR. Especialmente na VR, mas ocorrendo ainda em margens e pequenas manchas da MN, não podemos deixar de destacar *Gunnera manicata*, também participante de simbiose fixadora de N e que acumula enorme fitomassa nos paredões (ver Fotos 3, 8 e 33, e a seção 3.8 do capítulo 3).

Ackerman (1998) apresenta uma revisão muito didática sobre os dois padrões básicos de variação das espécies, os quais representam os extremos de um espectro de situações existentes. Num, a maior parte da variação ocorre **dentro** das populações (dentro de cada uma), geralmente associada a intenso fluxo gênico que impede ou reduz a diferenciação entre elas; no outro, a maioria da variação ocorre **entre** populações, geralmente associada a reduzido fluxo gênico que permite uma significativa diferenciação entre elas; Newton *et alii* (1999) mostram os padrões de variação genética encontrados dentro das espécies arbóreas temperadas e de algumas tropicais, enquanto Torggler *et alii* (1995:86-103) e Bachmann (2001b) mostram várias medidas ou técnicas que foram usadas em diferentes casos ou períodos. O fluxo gênico entre populações (Levin & Kerster 1974, Slatkin 1985, Hamrick *et alii* 1995, Schaal *et alii* 1998, Rieseberg & Burke 2001, Lenormand 2002, Stockwell *et alii* 2003) ocorre tanto através do pólen (Ellstrand 1992, Holsinger 1996, Bonnin *et alii* 2002) quanto das sementes (Nason *et alii* 1997), mas nas orquídeas geralmente se dá mais freqüentemente pelas últimas, sendo que ambos os padrões de variação ocorrem na família, embora Ackerman (1998)

curiosamente não tenha buscado verificar qual seria o mais comum. Os efeitos da dispersão do pólen e das sementes podem ser antagônicos, sinérgicos ou independentes, podendo levar tanto à divergência quanto à convergência populacional (Linhart & Grant 1996, Nason *et alii* 1997, Lenormand 2002).

Mallet (1996) faz uma análise mais detalhada sobre a distribuição da variação genética dentro das espécies, mas exemplifica especialmente com animais. A excelente e profunda revisão de Booy *et alii* (2000) refere-se a vegetais e é bastante direcionada para aspectos da conservação, discutindo o efeito de características do ciclo de vida (como sistema reprodutivo) e da história populacional sobre a variação genética, e demonstrando a importância da diversidade genética para a sobrevivência e o manejo das populações naturais (ver também Hamrick *et alii* 1991, Huenneke 1991, Karron 1991, Nason *et alii* 1997, Bachmann 2001b). As estratégias de conservação a serem planejadas para cada padrão de estrutura genética das espécies serão evidentemente diferentes (Huenneke 1991, Ackerman 1998, Coates 2000, Solé-Cava 2001, Stockwell *et alii* 2003).

Achamos necessário destacar aqui o alerta de James (2000), que, considerando as peculiaridades da genética populacional de muitas espécies australianas, acredita que quanto maior a diversidade genética medida nelas, tanto menor é o seu potencial evolutivo, o que contradiz uma concepção amplamente aceita (ver, por exemplo, Lande 1988, Matocq & Villablanca 2001, Petit *et alii* 2001), e nos obriga a sermos mais cuidadosos com determinadas generalizações que aceitamos quase sem pensar. Embora as considerações feitas nesta seção não se apliquem diretamente à conservação das MNs, acreditamos que elas ajudem a criar uma base teórica mais adequada para podermos discutir a questão da conservação de "espécies", na próxima seção, e a nos fazer refletir mais sobre a importância da conceituação de espécie e sobre outras generalizações que empregamos cotidianamente.

Antes de encerrarmos esta seção, queremos citar as palavras de Bridle & Jiggins (2000): "... a Natureza é complexa e, como muitos processos diferentes influenciam a história de uma determinada característica, população ou espécie, nós não podemos esperar que a evolução destas corresponda a qualquer modelo único." Se temos tantas dificuldades e controvérsias para descrever e/ou explicar a origem e evolução da nossa própria espécie (ver Wood & Collard 1999, Pilbeam 2000, Hewitt 2001, Cann 2002, Verhaegen *et alii* 2002), apesar da gigantesca soma de recursos financeiros e intelectuais já investidos neste tipo de estudo e do grande interesse que ele desperta, além da existência de inúmeras fontes de informação e de muitos vestígios remanescentes de nossos ancestrais, bem como da idade relativamente pequena (apenas pouquíssimos milhões de anos) dos hominídeos, o que podemos esperar de nossa capacidade para explicar a origem de tantas outras espécies em que as informações disponíveis e/ou os recursos utilizados são incrivelmente menores e as escalas de tempo são tão mais longas?

Acreditamos que nunca é demais lembrar esta verdade, especialmente quando vemos proliferar trabalhos altamente sofisticados de modelagem e de análises cladísticas, genéticas e moleculares, baseados em suposições e amostragens no mínimo discutíveis, mas cujos autores (muitos dos quais pouco ou nenhum contato tiveram com seus objetos de estudo "in vivo" na Natureza; o que é compreensível no caso dos paleontólogos!) parecem acreditar que estão conseguindo retratar ou revelar toda a (ou a maior parte da) complexidade ecológica ou evolutiva das comunidades ou dos grupos de organismos que estudaram. Em termos evolutivos, uma interessante visão desta complexidade é dada por Carroll (2000), embora não partilhemos de muitas de suas conclusões. Devemos sempre lembrar do aviso de Smouse (1998:409): "podemos encontrar uma boa árvore [filogenética], mas nunca saberemos se é a melhor."

Cepticismo e humildade, pelo menos frente aos intrincados mecanismos e processos naturais, são necessários para os cientistas que tentam entender o funcionamento e a evolução da Natureza e de suas "espécies", seja lá como estas sejam vistas, percebidas (cf. Hearst 1991), imaginadas e tratadas pelos seres humanos, inclusive como conseqüência de nossas limitações sensoriais e cognitivas e de nossa necessidade de descontinuidades (ver também Hey 2001a,b). Em termos de manutenção da biodiversidade, é quase certo que todos os tipos de espécie discutidos nesta seção devem ter certa importância na melhoria de nossas estratégias de preservação, tanto das direcionadas para o manejo e a conservação de espécies individuais ("unidades de manejo" senso Towns & Williams 1993) quanto das que tentam apontar algumas destas espécies como supostamente mais informativas ou importantes dentro de suas comunidades ("unidades ecológicas" senso Towns & Williams 1993).

6.3.2. Endemismos, raridades e espécies ameaçadas

"... we will not be able to prevent substantial reductions in the abundances or ranges, and ultimately the extinction of many, very probably a great many, species as a direct or indirect product of man's activities. There is insufficient time, insufficient funding and insufficient political will." (Gaston 1994:137; ver também James *et alii* 2001).
[Não conseguiremos evitar reduções substanciais nas abundâncias ou distribuições geográficas, e finalmente a extinção de muitas espécies, quase certamente inúmeras, como conseqüência direta ou indireta das atividades humanas. O tempo é muito curto, faltam verbas, e a vontade política é insuficiente.]

Uma boa compreensão do endemismo requer uma discussão sobre a distribuição geográfica das espécies, como as feitas por Gaston (1990), Hengeveld (1990:129-68) e Brown (& Lomolino 1998:61-94, *et alii* 1996). O **endemismo** é um tipo de padrão bastante valorizado e estudado (como por Favarger & Contandriopoulos 1961, Zohary 1973, Kruckeberg & Rabinowitz 1985, Gentry 1986, Major 1988, Anderson 1994, Cowling & Samways 1995a), e que se refere a uma distribuição geográfica restrita a uma região, embora o tamanho da área não seja definido em princípio, mas de modo geral espera-se que seja "relativamente pequeno". O termo endemismo também pode ser aplicado para cada táxon que apresente tal padrão de distribuição geográfica, como usado no título desta seção.

Existem vários tipos de abordagem do endemismo, tratando-o num nível geral ou global (Major 1988, Given 1993, Anderson 1994, Cowling & Samways 1995a,b) ou, mais freqüentemente, em nível nacional ou regional, sendo bastante analisado na África (van Wyk 1990, & Smith 2001; Cowling & Holmes 1992, & Hilton-Taylor 1994, *et alii* 1994; Matthews *et alii* 1994; McDonald & Cowling 1995, *et alii* 1995; Willis *et alii* 1996; Goldblatt 1997; Maggs *et alii* 1998; Simmons *et alii* 1998; Clarke 2001; Kier & Barthlott 2001; Strugnell 2002), mas também na América (Stebbins & Major 1965, Lewis 1971, Keener 1983, Steyermark 1986, Baskin & Baskin 1988, Stuessy *et alii* 1990, Rzedowski 1991, Delgadillo M. 1994, Ricci 1996, Walck *et alii* 1996, Borchsenius 1997, Ceballos *et alii* 1998, Flather *et alii* 1998, Kessler 2001), inclusive no Brasil (Mori *et alii* 1981, Sobral 1992b, Alves & Kolbek 1994, Thomas *et alii* 1998, Giulietti *et alii* 2000 [apesar do título, pouco é destacado sobre os endemismos], Simon & Proença 2000, Silva & Bates 2002 [sobre aves]), e em diversas outras regiões do mundo (Zohary 1973, Hodgson 1986:297-314, Dalgaard 1994, Médail & Verlaque 1997, Ito 1998, Moreno Saiz *et alii* 1998, Beard *et alii* 2000, Hobohm 2000, Crisp *et alii* 2001, McGlone *et alii* 2001, Sakai *et alii* 2002, entre muitos outros).

A **raridade**, por sua vez, possui muitas definições e está associada a diversos critérios (inclusive geográficos) e também a outras características biológicas (ver, por exemplo, Drury 1980, Hodgson 1986, Burgman 1989, Gaston & Lawton 1990, Argus 1992, Kunin & Gaston 1993, Pate & Hopper 1993, Carnevale & Torres 1994, Given 1994, Quinn *et alii* 1994, Daniels *et alii* 1995, Thompson & Hodgson 1996, Médail & Verlaque 1997, Bevill & Louda 1999, Duncan & Young 2000, Edwards & Westoby 2000, Elofsson & Gustafsson 2000, Gitzendanner & Soltis 2000, Luoto 2000, Negrelle 2001, Wood 2001, Hopkins *et alii* 2002, Kull *et alii* 2002, Murray *et alii* 2002, Rogers & Walker 2002), o que talvez permitisse algumas previsões a respeito dela (Hodgson 1986, Nilsson *et alii* 1988, Lahti *et alii* 1991, Hill & Keddy 1992, Rebelo & Tansley 1993, Schwartz 1993, Heikkinen 1998, Walck *et alii* 2001) ou não (Harvey 1985, Edwards & Westoby 2000). A raridade foi analisada sinteticamente por Drury (1980), Stebbins (1980), Main (1984), Fiedler (1986), Rabinowitz *et alii* (1986), Fiedler & Ahouse (1992), Kunin & Gaston (1993), Heywood (1995:145-6), e de forma brilhante e muito mais detalhada por Gaston (1994).

Em geral, raridade se refere a espécies com poucos indivíduos numa comunidade, ou seja, com pequena densidade, embora também não existam valores numéricos uniformes para defini-la e nem mesmo uma área geográfica determinada (toda a área de distribuição da espécie ou apenas uma parte dela?). Segundo Stebbins (1980) e Walck *et alii* (2001), as principais idéias a respeito da raridade podem ser resumidas em 3 categorias: história (espécies raras são recentes ou são velhas), ecologia (espécies raras são especialistas de um habitat e/ou são competidoras inferiores) e genética (espécies raras têm pequena variação genética; ver Gitzendanner & Soltis 2000), as quais devem ser analisadas de modo integrado e complementar. Por outro lado, Fiedler & Ahouse (1992) preferem considerar 13 possíveis causas para a raridade, subdividindo várias delas em outros fatores, enquanto Rabinowitz *et alii* (1986), naquela que parece ser a classificação mais

amplamente aceita, reconhecem 8 tipos de raridade. Da mesma forma que o termo endemismo, raridade é uma palavra que pode ser usada tanto para um padrão de ocorrência de um grupo de táxons quanto para cada táxon individual que apresente tal padrão.

O conceito de "**ameaça**" é algo ainda mais subjetivo, embora vários critérios tenham sido propostos e sejam utilizados para tentar esclarecer ou explicitar os fatores ou perigos que podem atingir alguma espécie que esteja "sob risco de extinção" (ver Lahti *et alii* 1991; Given 1993, 1994; Wilcove *et alii* 1993, 1998; Aplet *et alii* 1994; Schemske *et alii* 1994; Carroll *et alii* 1996; Domínguez Lozano *et alii* 1996; Rieseberg & Swensen 1996; Czech & Krausman 1997; Dobson *et alii* 1997b,c; Gutierrez & Vovides 1997; Selvi 1997; Flather *et alii* 1998; Foin *et alii* 1998; Mauchamp *et alii* 1998; Betti 2001; Bonnin *et alii* 2002; Burgman 2002; Miller & Duncan 2003; entre muitos outros), sendo objeto até de discussões filosóficas (como as de Sagoff 1996, Aitken 1998, Singer 2002). Ao contrário de endemismo e raridade, a ameaça é a única noção que está direta e obrigatoriamente vinculada à conservação da biodiversidade, já que os dois primeiros conceitos não necessariamente implicam risco imediato ou direto de extinção, embora muitas vezes estejam associados, implícita ou explicitamente, a esta (ver, por exemplo, Flather *et alii* 1998, Sakai *et alii* 2002), o que é, inclusive, justificável até do ponto de vista meramente probabilístico.

A extinção de 25 a 50% das espécies do planeta, dentro de um século, se continuarem as atuais tendências, foi prevista por T. Lovejoy (citado por Powledge 1998), estimativa não muito diferente da de T. Brooks (citado por Powledge 1998), de que se as atuais taxas de destruição florestal persistirem nos próximos 50 anos, metade de todas as espécies do planeta estará em vias de extinção, considerando que a atual situação já significa uma taxa de extinção milhares de vezes maior que a natural em épocas pré-humanas (E. Wilson 1994, 1999, 2002; Novacek & Cleland 2001), extinguindo hoje cerca de 100 espécies a cada dia, e sua atual aceleração atingirá no século 21 uma taxa dez mil vezes maior que a pré-humana (Raven 2000). Woodruff (2001) estima que a atual taxa de extinção signifique 3.000-30.000 espécies extintas anualmente e no mínimo 250 mil espécies extintas no século 20, e 10-20 vezes isto são esperadas desaparecer no século 21. Nodari & Guerra (1999) afirmam que a taxa atual de extinção de plantas seria [apenas] 50 a 100 vezes maior que as médias registradas num passado próximo, o que consideramos uma subestimativa.

Estimativas mais pessimistas, feitas com o uso de relações espécies-área, prevêem que a perda de habitat pode causar o extermínio de 50% das espécies do planeta nas próximas 5 décadas (S. Pimm, citado por Sih *et alii* 2000) ou até o fim do século XXI (Wilson 2002:121), e que 1/3 de todas as espécies tropicais estará extinto ou quase nos próximos 25 anos (S. Pimm, citado por Raven 2000). Outras estimativas pessimistas prevêem o extermínio de 20% de todas as espécies até 2030 (Wilson 2002) ou a extinção de 30% de todas as espécies até a metade do século 21, e não são irreais (Novacek & Cleland 2001).

A extinção tem atraído a atenção dos pesquisadores recentemente (ver, por exemplo: Terborgh 1974; Gilpin & Soulé 1986; Raven 1987; Durrell 1988; Marshall 1988; Chaloner & Hallam 1989; Dennis *et alii* 1991; Erickson 1991; Pimm 1991:135-72; Rapoport 1991; Merriam & Wegner 1992; Tracy & George 1992; World Conservation Monitoring Centre 1992:192-233; Myers 1993, & Knoll 2001; Bond 1994; Doak & Mills 1994; Given 1994; Mangel & Tier 1994; Tilman *et alii* 1994, 1997; Turner *et alii* 1994; Wilson 1994; Hanski *et alii* 1995; Heywood 1995; Lawton & May 1995; May *et alii* 1995; Nilsson & Grelsson 1995; Primack 1995, & Rodrigues 2001, *et alii* 2001; Willis & Bennett 1995; Balmford 1996; Andersen *et alii* 1997; Briggs & Walters 1997:399-433; Corlett & Turner 1997; McKinney 1997; Niklas 1997; Rodrigues 1997; Vitousek *et alii* 1997; Ward 1997; Aitken 1998; Brown & Lomolino 1998; Gaston 1998; Lande 1998; Vogler 1998; Pfefferkorn 1999; Thompson & Jones 1999; Beissinger 2000; Bininda-Emonds *et alii* 2000; Brito & Fernandez 2000; Channell & Lomolino 2000a,b; Duncan & Young 2000; Fernandez 2000; Harrison 2000; Kinzig & Harte 2000; Maunder *et alii* 2000; Whittaker *et alii* 2000; Bowman 2001a; Erwin 2001; Guimarães Jr. & Galetti 2001; Jablonski 2001; McCarty 2001; Regan *et alii* 2001; Wignall 2001; Wolf *et alii* 2001; Rosser & Mainka 2002; Wilson 2002; entre muitos outros). Isto também é mostrado por Whitmore & Sayer (1992a,b), Reid (1992), Simberloff (1992) e Heywood & Stuart (1992), para florestas em geral, e por Brown Jr. & Brown (1992), especificamente para a mata atlântica brasileira. No entanto, o estudo das extinções ainda é uma das áreas mais negligenciadas da ecologia (Heywood & Stuart 1992; Wilson 1997, 2002), embora Brito & Fernandez (2000) acreditem que isto tenha mudado a partir do início da década de 80, o que nos parece discutível.

Como as florestas altimontanas e/ou nebulares tendem a ter ocorrência localizada ou em forma de mosaico, a destruição de áreas relativamente pequenas pode resultar em extinção de espécies (Myers 1969:45-8, Lewis 1971, Gentry 1992, Fjeldsa 1995, Ewel & Bigelow 1996, Grimshaw 2001, entre outros), já que muitas de suas espécies vegetais são endêmicas de sítios isolados e bastante pequenos, como 5-10 km^2 (Gentry 1986, 1989, 1992). Por outro lado, é possível que as espécies vegetais sejam comparativamente mais resistentes à extinção (Eriksson 1996, 2000b) que as animais, já que muitas espécies vegetais possuem mecanismos para persistir durante longos períodos desfavoráveis e não há evidências de extinções em massa de vegetais no registro fóssil (Willis & Bennett 1995; mas ver Niklas 1997, Pfefferkorn 1999); além disso, nenhuma das supostas extinções em massa de animais marinhos ou terrestres coincidiu com qualquer dos 9 períodos de mais intensa extinção de espécies de plantas vasculares (Niklas 1997:394).

Os maoris da Nova Zelândia (Diamond 2000, Holdaway & Jacomb 2000), os aborígines australianos, os ameríndios, os polinésios (Chapin III *et alii* 1998) do Havaí, os indonésios em Madagascar e as tribos africanas exterminaram inúmeras espécies animais de grande porte, usadas como alimento por tais povos (Wilson 1994, 2002:99-121; Raw 2001, Western 2001), comprovando que "o *Homo sapiens* é o mais eficiente dos predadores" (Raw 2001) e "o assassino em série da biosfera" (Wilson 2002:113). Ou, nas palavras de Channell & Lomolino (2000a): "a geografia das extinções recentes é em grande parte a geografia da humanidade." Apesar disto, estes povos primitivos apenas empregaram mal os recursos ambientais disponíveis, movidos por instintos naturais, ignorância e dificuldades de enfrentar problemas ecológicos complexos (Raw 2001). Hoje, quando boa parte dos seres da nossa espécie tem os exemplos e as informações que nossos antepassados não tinham, a extinção cada vez maior de espécies passa a ser um problema moral, e "embora as questões sejam ecológicas, as soluções são políticas, sociais e pessoais" (Raw 2001). Isto nos deixa na incômoda necessidade de evitar novas extinções (1139 espécies terrestres de animais e plantas foram comprovadamente extintas nos últimos séculos, e a situação nos oceanos é comparável ou pior, cf. Woodruff 2001; ver ainda Jackson 2001) e reverter a situação ameaçadora que nossa espécie criou para muitas outras.

Reconhecer a existência de espécies "críticas" (mais sujeitas à extinção e, portanto, que podem requerer maior grau de proteção) e identificá-las tem sido uma preocupação ou atividade de praticamente todos os movimentos conservacionistas, bem como das organizações e legislações ambientais da maioria dos países e de inúmeros pesquisadores e governos (inclusive do governo federal brasileiro), tendo se tornado um imperativo mundial. O termo "críticas" é adotado aqui no mesmo sentido amplo empregado por Falkenberg (1999) para o conjunto de espécies ameaçadas de extinção, raras ou endêmicas, isto é, espécies a serem monitoradas e talvez protegidas; mas já foi usado por outros autores em sentido bem mais restrito, como uma das categorias de espécies ameaçadas ou suscetíveis.

Os critérios para a classificação destas espécies têm sido discutidos (Drury 1980; Goff *et alii* 1982; Rabinowitz *et alii* 1986; Mace & Lande 1991; Fiedler & Ahouse 1992; World Conservation Monitoring Centre 1992:234-47; Wilcove *et alii* 1993; Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN 1994; Gaston 1994; Given 1994:37-60; Mace 1994a,b, 1995; Cowling & Samways 1995a; Primack 1995, & Rodrigues 2001, *et alii* 2001; Easter-Pilcher 1996; Palmer 1996; Goerck 1997; Lins *et alii* 1997; Meffe & Carroll 1997:76-84; Palmer *et alii* 1997; Keith 1998, *et alii* 2000; Schwartz 1999; Akçakaya *et alii* 2000; Crandall *et alii* 2000; Gigon *et alii* 2000; Matsuda *et alii* 2000; Mendonça & Lins 2000; Regan & Colyvan 2000; Regan *et alii* 2000; Todd 2000; Yu & Dobson 2000; Betti 2001; Coates & Atkins 2001; Doremus & Pagel 2001; Gärdenfors 2001, *et alii* 2001; Negrelle 2001; Burgman 2002; Pullin 2002; Rodrigues & Gaston 2002c), sem que se tenha chegado a um consenso sobre como elas devem ser chamadas, diferenciadas e analisadas. Porém, isto obviamente não impede que tal tema seja uma das mais altas prioridades, tanto como assunto de enorme interesse científico (a necessidade de estabelecimento de critérios adequados e a correta aplicação destes critérios à situação de cada espécie) como também em termos de prática conservacionista (a utilização de tais informações durante processos de análise de implantação de empreendimentos, em planos de manejo, no estabelecimento de legislações, etc.), apesar de algumas limitações das classificações de espécies ameaçadas (ver, por exemplo, Burgman 2002 e especialmente Possingham *et alii* 2002).

Também o monitoramento (Given 1994, Nunney & Elam 1994, Sosa *et alii* 1998, Yoccoz *et alii* 2001), o plantio (Reinartz 1995), a reintrodução (Falk & Olwell 1992, Allen 1994, Mistretta 1994, Sarrazin & Barbault 1996, Van Groenendael *et alii* 1998) e/ou as implicações para a conservação delas têm sido discutidos (Bratton & White 1980; Drury 1980; Järvinen 1982; Main 1984; Harvey 1985; Wright 1990;

Barrett & Kohn 1991; Bawa & Ashton 1991; Holsinger & Gottlieb 1991; Huenneke 1991; Karron 1991; Menges 1991, 2000; Argus 1992; Boyce 1992; Buttrick 1992; Falk & Olwell 1992; Ellstrand & Elam 1993; Given 1993, 1994; Belovsky *et alii* 1994; Caughley 1994; Cowling & Hilton-Taylor 1994; Doak & Mills 1994; Mangel & Tier 1994; Margules & Austin 1994, 1995; Miller *et alii* 1994; Schemske *et alii* 1994; Doust & Doust 1995; Frankel *et alii* 1995; Heywood 1995; McDonald & Cowling 1995; Parsons 1995, 1996 [ambos especialmente sobre animais, da mesma forma que Dobson *et alii* 1992, O'Brien 1994b, Goerck 1997, Poulsen & Krabbe 1997, Storfer 1999, van Balen *et alii* 2000, Yu & Dobson 2000 e Harding *et alii* 2001]; Carroll *et alii* 1996; Daniels & Jayanthi 1996; Hamrick & Godt 1996; Rieseberg & Swensen 1996; Storfer 1996; Andersen *et alii* 1997; Dobson *et alii* 1997b; Fernandez 1997; Médail & Verlaque 1997; Ando *et alii* 1998; Flather *et alii* 1998; Foin *et alii* 1998; Pegtel 1998; Pimm & Lawton 1998; Vogler 1998; Wilcove *et alii* 1998; Hogbin & Peakall 1999; Reynolds & Mace 1999; Soltis & Gitzendanner 1999; Abbitt *et alii* 2000; Briggs 2000; Coates *et alii* 2000; Crandall *et alii* 2000; Ertter 2000a; Higgins *et alii* 2000; Hogbin *et alii* 2000; Maina & Howe 2000; Maunder *et alii* 2000; Morrison 2000; Moser 2000; Smallwood 2000; Vucetich *et alii* 2000; Cardoso *et alii* 2001; Coulson *et alii* 2001; Hedrick 2001; Holmes 2001; Kareiva 2001; Matocq & Villablanca 2001; Petit *et alii* 2001; Rutledge *et alii* 2001; Spira 2001; Wood 2001; Wilcock & Neiland 2001; Bonnin *et alii* 2002; Clark *et alii* 2002; Gustafsson 2002; Pullin 2002; Rodrigues & Gaston 2002c; Wilhere 2002; Stockwell *et alii* 2003). Isto já levou em torno de 34.000 espécies de plantas (cerca de 12,5% da flora vascular mundial) a serem consideradas atualmente como ameaçadas de extinção (Hogbin *et alii* 2000), sendo 9.000 espécies arbóreas (Newton *et alii* 1999), e estimativas mais recentes são expressivamente mais altas, chegando a 22 a 47% da flora mundial, como as de Pitman & Jϕrgensen (2002), que mostram entre 94.000 e 144.000 espécies ameaçadas de plantas.

Embora necessárias, as poucas experiências brasileiras de abordar estas espécies "críticas" ainda são bastante incipientes, tanto em relação às MNs quanto a outros ecossistemas (ver Baptista *et alii* 1979:18-29; Carauta & Castro 1982; Casari 1982; Magnanini 1983; Martinelli 1984; Somner 1985; Klein 1988a, 1990, 1996, 1997; Carauta 1989; Matias & Braga 1992; Mello Filho *et alii* 1992; Leoni 1995; Lins *et alii* 1997; Vieira *et alii* 1997 [muito prejudicada pelo truncamento de mais da metade da sua Tabela 2]; Aguiar *et alii* 1998; Baptista & Longhi-Wagner 1998; Guadagnin *et alii* 1998:tab.7; Falkenberg 1999; Leoni & Souza 1999; Romero & Nakajima 1999; Safford 1999b; Mendonça & Lins 2000; Ribeiro & Fernandes 2000; Negrelle 2001; Boldrini 2002; Romero 2002; Vitta 2002), como reconhecem vários destes autores. Recentemente, Siqueira (2000) publicou interessantes considerações sobre um projeto de educação ambiental baseado neste tipo de planta e desenvolvido ao longo de 18 meses, que atingiu 1500 estudantes do RJ.

Outras publicações são incompletas e inadequadas, como Marchioretto & Siqueira (1998), a qual mostra como um estudo mal-feito pode ser pior que a inexistência de trabalhos a respeito de um assunto. Isto porque a desatualização e incorreção das informações acabam sendo mais confusas e problemáticas que a própria ausência ou dispersão delas, se um trabalho ruim como este for levado a sério ou considerado importante durante a tomada de decisões ou o estabelecimento de estratégias, prioridades ou critérios. A conclusão de que a Depressão Central abriga um maior número de endemismos provavelmente se revelará como outro grande equívoco de Marchioretto & Siqueira, já que várias espécies da região dos Campos de Cima da Serra não foram incluídas no levantamento, apesar de serem conhecidas há muito tempo, a partir das coletas de Rambo depositadas no Herbário PACA, que teria sido exatamente uma das bases para o artigo.

A categorização das espécies segundo a gravidade das ameaças que enfrentam é um aspecto teórico fundamental, a fim de se obter um mínimo de padronização na discussão sobre a situação de cada uma, o que implica a discussão e escolha de critérios para as análises e classificações. Mace (1994a,b, 1995) analisa algumas características que podem ser mais importantes no estabelecimento de categorias de espécies ameaçadas e as conseqüências do uso especialmente de caracteres quantitativos, comparativamente a outros métodos de análise. Mace (1994a) destaca o tamanho populacional como a variável mais significativa, mas as populações declinantes e as distribuições geográficas restritas também contribuem decisivamente para as ameaças de extinção, embora sozinhas não correlacionem fortemente com o nível de ameaça.

Tanto estes critérios quanto as próprias denominações das categorias de espécies (e mesmo de um termo mais amplo para o conjunto – suscetíveis?, a serem protegidas?, sob risco?, "periclitantes" cf. Rambo 1956b, "sensitive" cf. Boyd 1999:107, "at risk" cf. Sakai *et alii* 2002) ainda não estão bem estabelecidos e deverão ser motivo de sugestões e discussões futuras. As taxas e os riscos de extinção são intrinsecamente

difíceis de serem avaliados (como mostram Higgins *et alii* 2000, Menges 2000 e Vucetich *et alii* 2000, entre muitos outros já citados anteriormente), o que faz com que vários estudos ecológicos sugiram a raridade como a melhor estimativa de extinção (Dodd *et alii* 1999), e Sakai *et alii* (2002) também encontraram grande associação entre raridade e risco de extinção. Porém, é difícil encontrar características ou atributos que correlacionem com a raridade e que possam ser usados como marcadores para ela (Kunin & Gaston 1993, Gaston 1994, Hancock 2001, Murray *et alii* 2002; mas ver Rogers & Walker 2002). Charles Darwin já sugeria que estabelecer as causas da raridade era essencial para entender os padrões de extinção (Goerck 1997).

Leite & Klein (1990:145) mencionam a ocorrência de "cerca de 300 espécies endêmicas restritas à borda oriental do Planalto Sul Brasileiro, seriamente ameaçadas de extinção", nos Parques Nacionais de São Joaquim e de Aparados da Serra, enquanto Sobral (1992a) menciona apenas que mais de 20 são conhecidas. Klein (1988b, 1990:15) afirma que diversas dezenas de espécies endêmicas dos Aparados foram extintas desta área durante o incêndio de 1951, antes de terem sido registradas pela ciência; esta, aliás, é uma afirmação incoerente, pois, se elas não eram conhecidas, como se pode saber que tais espécies existiram e foram extintas? Uma avaliação de tais estimativas ainda parece prematura, mas certamente é necessário que seja feita brevemente. Klein (1990, 1996, 1997) sintetiza importantes informações sobre uma série de espécies críticas ocorrentes na região dos Aparados.

Guadagnin *et alii* (1998:101-3) listam 65 espécies vasculares que "merecem atenção especial na Região do Planalto" do RS, categorizadas como "provavelmente ameaçada" (44 espécies), "vulnerável" (3) ou "endêmica" (18); 22 delas foram encontradas por nós nas MNs (sendo que *Araucaria angustifolia*, *Ilex paraguariensis*, *Mimosa scabrella*, *Myrsine coriacea*, *Ocotea pulchella* e *Vernonia discolor*, entre outras, dificilmente poderiam ser consideradas ameaçadas nos Aparados) e outras 8 apenas na VR, além de *Dyckia reitzii* (citada ainda para PR e MG, na Flora Ilustrada Catarinense, mas não incluída na lista de espécies ameaçadas de MG, cf. Mendonça & Lins 2000) e *Coccocypselum reitzii*, consideradas endêmicas por eles, que parecem possuir distribuição mais ampla. Rosário (2001:43) equivocadamente afirma que *Ilex microdonta* fora considerada provavelmente ameaçada de extinção por Guadagnin *et alii*, mas na verdade estes incluem apenas 3 outras espécies do gênero, e não ela, que é bem comum no planalto.

Marchioretto & Siqueira (1998) citam apenas *Euplassa nebularis* para as matas nebulares, ignorando *Mimosa balduinoi* (das MNs do cânion Fortaleza), *Senecio ramboanus* (esta foi esquecida também por Baptista & Longhi-Wagner 1998), etc., além de ignorarem também *Eryngium falcifolium*, *E. ramboanum* e outras espécies dos campos planaltinos e/ou da VR; *Ossaea riograndensis*, incluída por tais autores, foi transferida em 1962 para *Leandra* por Wurdack, e tem ocorrência relativamente ampla no planalto catarinense, além dos Aparados, onde ocorre em MNs, VR e pinhais. A afirmação de que *Petunia exserta*, *P. tetragonifolia* e *Hysterionica pinnatiloba* "foram coletadas em ambientes florestais pouco definidos" é outro equívoco, já que os autores e coletores destas espécies explicitaram que elas ocorrem em VR; sobre a primeira, ver Sobral (1992b).

Nos capítulos 3 e 4, citamos endemismos restritos aos Aparados, encontrados na VR (Tabela 3.5) e na MN (Tabela 4.7); aspectos da conservação dos que ocorrem apenas na VR já foram discutidos na seção 3.11. A MN possui menor riqueza de endemismos, mas maior percentual de sua flora corresponde a tal classe de espécie. Mesmo não especificando a categoria de cada espécie, o que terá que ser feito no futuro, uma relação preliminar de espécies mais críticas da MN pode ser feita acrescentando à Tabela 4.7 várias espécies citadas a seguir. Ainda que bastante **incompletas**, estas informações divulgam a existência de tais espécies e alertam sobre a necessidade de considerá-las em qualquer plano de utilização ou conservação das MNs. Com base nas coletas e observações feitas a campo, percebemos que a situação de algumas espécies é preocupante quanto às suas condições de sobrevivência. Ainda não temos uma discussão para cada uma, pois nossas observações não foram tão direcionadas, mas podemos fornecer informações úteis sobre algumas, que certamente estão entre as mais críticas. Futuramente, pretendemos continuar as observações e apresentar maior detalhamento sobre cada espécie.

Entre os táxons com distribuição aparentemente restrita à região dos Aparados ou às suas proximidades, e que encontramos na MN ou nas transições VR/MN, destacamos as 50 espécies citadas na Tabela 4.7 do cap. 4. Outras espécies também endêmicas dos Aparados são ou poderão ser encontradas nas MNs, como *Croton catharinensis* L.B. Smith & R.J. Downs (provavelmente ocorre em beira de MN) e

Blumenbachia catharinensis Urban & Gilg, além de *Mimosa balduinoi* Burkart (aparentemente quase restrita às MNs do cânion Fortaleza, onde é abundante na beira delas, mas encontramos alguns indivíduos também na planície, na saída do cânion, em capoeirinha quase no leito do rio da Pedra, quase certamente originados por dispersão hidrocórica), embora ainda não tenham sido encontradas por nós nas 4 áreas que amostramos nesta tese. Além disto, algumas outras espécies das MNs, endêmicas do RS e/ou de SC, possuem uma distribuição não somente restrita aos Aparados, mas estendem-se um pouco além, como *Argythamnia phalacradenia* (só SC), *Croton patrum* (só SC), *Piptocarpha ramboi*, *Senecio stigophlebius* (só SC), etc.

Metade das 44 espécies das MNs que são endêmicas dos Aparados ocorreu em apenas uma área, 10 ocorreram em duas áreas, 3 ocorreram em 3 áreas e 9 ocorreram em todas as áreas: *Eryngium smithii*, *Vernonia catharinensis*, *Buddleja kleinii*, *Mimosa taimbensis*, *Gunnera manicata*, *Glechon discolor*, *Tibouchina ramboi*, *Peperomia pseudobcordata* e *Valeriana catharinensis*; estes valores evidenciam distribuições quase tão localizadas quanto as dos endemismos da VR. A Serra do Corvo Branco teve 22 endemismos, o Morro da Igreja apresentou 28 endemismos, a Serra do Rio da Rastro teve 23 e a da Rocinha, 12. Em termos percentuais, isto representa 8% da riqueza florística da MN na Serra do Corvo Branco, 10% no Morro da Igreja, 9% na Serra do Rio do Rastro e 6% na Rocinha sendo composta por endemismos restritos, distribuição razoavelmente semelhante à encontrada na VR (13, 12, 9 e 6%, respectivamente), exceto pelo menor percentual encontrado na MN da Serra do Corvo Branco em relação ao percentual de sua VR, mas confirmando a maior participação dos endemismos nas áreas mais ao norte e mais elevadas dos Aparados, e indicando um nível de endemismo restrito nas MNs da região em torno de 9,5%.

Mimosa taimbensis foi a única endêmica restrita considerada abundante nas MNs na maior parte dos Aparados, enquanto *Glechon discolor* foi abundante nas duas áreas em que foi avaliada; as demais espécies foram consideradas comuns (duas espécies), ocasionais (7), raras (12) ou muito raras (12) na região como um todo (Tabela 4.7). Dito de outra forma, 24 foram consideradas raras ou muito raras (69% das espécies endêmicas com abundância estimada), enquanto 7 foram ocasionais (20%) e apenas 4 foram comuns ou abundantes (11%), distribuição diferente da encontrada nos endemismos da VR (51, 28 e 21%, respectivamente) e mais preocupante quanto à conservação dos endemismos das MNs, em virtude do percentual muito maior de endemismos raros ou muito raros. É possível que tais espécies da MN sejam naturalmente mais raras ou menos abundantes que os endemismos encontrados na VR, bem como os critérios numéricos diferentes usados por nós nas avaliações das espécies da VR e da MN podem reduzir um pouco a qualidade da comparação feita, mas tal resultado no mínimo exige um aprofundamento da análise, bem como uma atenção redobrada em relação à situação atual e futura destas espécies da MN. Além disso, 11% dos endemismos da MN foram abundantes ou comuns, percentual bastante inferior ao do conjunto das espécies destas MNs, 18-34% das quais foram consideradas comuns ou abundantes em cada área (cap. 4, seção 4.13), o que indica que os endemismos encontrados nas MNs formam um subconjunto de espécies que são realmente menos comuns que o conjunto da flora regional destas MNs.

A flora vascular das MNs dos Aparados abrange pelo menos 461 espécies, mas 194 (42% delas) foram exclusivas (em nosso levantamento da MN) de apenas uma das áreas aqui amostradas, sendo 67 somente do Morro da Igreja, 60 da Serra do Corvo Branco, 42 da Serra do Rio do Rastro e 25 da Serra da Rocinha. Isto demonstra razoável diferenciação florística local entre as MNs, mais evidente nas duas áreas mais setentrionais, que ainda tiveram outras 25 espécies exclusivas delas. Em termos de conservação, esta distribuição é bastante preocupante, pois implica a necessidade de áreas reservadas em vários pontos ao longo dos Aparados para propiciar uma maior probabilidade de preservação da maioria das espécies vasculares que habitam as MNs, o que é motivo para recomendarmos a inclusão de toda a borda dos Aparados como parte de unidades de conservação.

Calyptrimalva catharinensis (Foto 27) mostrou-se uma espécie com distribuição geográfica um pouco mais ampla que o esperado, mas foi intensamente pastejada pelo gado em áreas de beira de MNs ou de estágios sucessionais iniciais de regeneração delas, tendo grande parte de sua fitomassa aérea consumida pelos bovinos, o que pareceu reduzir sua capacidade reprodutiva nos ambientes de mais fácil acesso para o gado.

Eupatorium catharinense era citada apenas para campos ou banhados de campos, e foi agora encontrada à beira de MN, no interior de MN (em clareiras e locais pastejados) e em transição VR/MN, mas é realmente uma espécie muito rara, como afirmaram Cabrera & Klein na FIC.

Algumas espécies provavelmente novas, da MN ou de transições VR/MN, como uma de *Senecio* (de transição VR/MN), uma de *Oxypetalum* (de beira de MN) e uma de *Mimosa* (de beira de MN e transição VR/MN), mostraram-se aparentemente muito raras e com distribuição bastante localizada, necessitando alguma preocupação em relação à sua conservação, o mesmo valendo para as únicas ocorrências de *Valeriana tajuvensis* (só na VR) e *Euplassa nebularis* em SC.

Diversas outras espécies das MNs dos Aparados mostraram-se também bastante raras (mas com distribuições geográficas quase sempre mais amplas) e/ou com distribuição relativamente localizada e, portanto, em situação razoavelmente mais preocupante que as demais ocorrentes neste tipo vegetacional. Algumas ocorreram também na VR ou em transições VR/MN, mas igualmente foram raras ou localizadas aí. Podemos exemplificar com os casos de *Asplenium squamosum* (mas comum no pinhal da cascata do Avencal, em Urubici, único outro local em que encontramos tal espécie, conhecida anteriormente por apenas duas coletas no sul do Brasil), *Elaphoglossum edwallii* (VR), *Grammitis* sp. [*Polypodium albidulum*, conhecido anteriormente no sul do Brasil por apenas 4 coletas do RS], *Polypodium siccum*, *Lindsaea botrychioides*, *Ilex chamaedryfolia*, *Schistogyne mosenii*, *Baccharis aracatubensis*, *Eupatorium malachophyllum*, *Piptocarpha ramboi*, *Senecio stigophlebius*, *Begonia itatinensis*, *B. solitudinis*, *Aechmea kleinii* (VR), *Tillandsia* sp. nova? [aff. *araujei*] (VR), *Vriesea rastrensis* (VR), *Siphocampylus fimbriatus* (mais comum em pinhais), *Argythamnia phalacradenia*, *Mimosa ramentacea* (só de transição VR/MN e VR), *Escallonia laevis*, *Persea alba*, *Monteiroa* aff. *catharinensis*, *Monteiroa* sp., *Leandra reitzii*, *Miconia* sp., *Myrceugenia cucullata*, *Myrceugenia gertii*, *Myrceugenia* sp. nova [aff. *smithii*] (VR), *Peperomia mandonii*, *Amphibromus quadridentulus*, *Chusquea* sp.1 e sp.2, *Anemone sellowii* (mais comum em pinhais), *Hindsia* sp. nova [aff. *glabra*] (VR), *Chrysophyllum marginatum* var. *salicifolium*, *Petunia sendtneriana* e *Solanum alatirameum*. Várias outras espécies, não citadas acima, também foram raras ou muito raras nas MNs, mas ocorrem ainda em outros tipos de formação, geralmente florestais, o que restringe um pouco a preocupação necessária com a conservação delas.

6.4. Conclusões e perspectivas

"... the difficulties of conservation science are exaggerated by the enormous and urgent problems it is called upon deal with. This burden would make any new science seem inadequate, particularly one forced to treat several distinct biological sciences and to balance them with economic and social concerns." (Simberloff 1988:503).
[As dificuldades da ciência da conservação são exageradas pelos enormes e urgentes problemas que ela deve tratar. Esta responsabilidade faria qualquer nova ciência parecer inadequada, especialmente uma forçada a tratar com várias ciências biológicas distintas e a equilibrá-las com interesses econômicos e sociais.]

"... put any group of scientists in a room and mention 'agendas' and 'money', and they will likely come up with research agendas. These are not the same as conservation agendas." (Kitching 2000:484).
[... coloque qualquer grupo de cientistas numa sala e mencione 'agendas' e 'dinheiro', e eles provavelmente sairão com agendas de pesquisa. Estas não são as mesmas que as agendas de conservação.]

"... improved conservation management can be promoted immediately without researching the questions that preoccupy so much of the international research community. The most immediate challenge is less one of science than of common sense and the effective allocation of resources." (Sheil 2001:1179).
[... um manejo conservacionista aperfeiçoado pode ser promovido imediatamente, sem pesquisar as questões que tanto preocupam a comunidade internacional de pesquisadores. O desafio mais imediato é um menos de ciência que de senso comum e de efetiva alocação de recursos.]

O texto deste capítulo talvez não atinja muitas das necessidades das pessoas envolvidas com manejo e conservação da biodiversidade. Nossas visões e experiências majoritariamente acadêmicas nos direcionaram para preocupações e interesses relacionados a aspectos e detalhes mais científicos e/ou técnicos que realmente práticos, algo que já fora corretamente apontado por Sheil (2001). Assim, conhecimentos mais gerais ou mais úteis foram deixados de lado por nossa abordagem basicamente bibliográfica e revisiva, sem tanta ênfase em

buscar responder ou atender a perguntas ou questões (talvez mais simples) que poderiam ter um interesse maior do público. Apesar disso, esperamos poder contribuir para ampliar o grau de conhecimento científico de profissionais e/ou leigos interessados em informações atualizadas ou questões polêmicas sobre vários aspectos que julgamos importantes dentro da teoria e do planejamento da conservação da biodiversidade.

Direitos individuais, como o da propriedade (ver, por exemplo, Ertter 2000a:102-4), trazem consigo limitações, responsabilidades e obrigações (Alcorn 1996, Wolf 1999), e estas estendem-se à fauna e à vegetação, ou seja, o proprietário ou usuário de uma área tem a responsabilidade de minimizar os impactos sobre a biodiversidade local (Vane-Wright 1996), sendo tais restrições necessárias para proteger os interesses básicos dos demais seres humanos, incluindo as futuras gerações (Wolf 1999). É óbvio que tal responsabilidade também deve ser cobrada dos cidadãos das zonas urbanas, onde os recursos naturais já foram muito degradados ou perdidos, que muitas vezes vêem os habitantes das áreas rurais como os únicos ou principais responsáveis pela destruição das parcelas restantes dos ecossistemas naturais.

Os moradores das áreas urbanas, especialmente em países "mais desenvolvidos", também devem estar dispostos (ou ser forçados?) a contribuir, inclusive financeiramente, para a preservação de remanescentes em regiões afastadas de suas cidades ou nações (ver Ferraro & Kiss 2002), pois tal responsabilidade não pode recair exclusivamente sobre os habitantes, geralmente pobres, das áreas menos destruídas. Além disso, as próprias áreas urbanas e/ou agrícolas ou de cultivos florestais devem ser valorizadas e usadas em estratégias de conservação da biodiversidade (Given 1994:145-63, Boutin *et alii* 2002, Freemark *et alii* 2002, Gustafsson 2002, Miller & Hobbs 2002). Miller (1997b:67-73) exemplifica como habitantes rurais, tanto em nações desenvolvidas (Parque Nacional das Charnecas, no Reino Unido, onde parte do Parque ainda pertence a particulares, como acontece com muitos parques brasileiros) quanto em "subdesenvolvidas" (Zimbábue), foram beneficiados por programas inovadores que partem do princípio de que os esforços de conservação de proprietários ou usuários das terras devem ser recompensados.

A análise de Hannon (1994), sobre as diferentes percepções e valorizações das pessoas em relação à distância que separa suas moradias ou seus locais de trabalho de determinados tipos de zonas (parques, indústrias, usinas nucleares, etc.), comprova que o ser humano e os diferentes grupos de populações humanas possuem um instinto muito forte de valorização do "seu" espaço geográfico (aquele com o qual cada pessoa está real ou potencialmente em contato permanente ou temporário), enquanto muitas vezes menosprezam ou valorizam menos as áreas mais distantes, e isto se dá inclusive em muitas das escolhas feitas tanto por cada indivíduo quanto pelos distintos segmentos de cada sociedade humana. Igualmente Keddy (2001) menciona a importância deste senso de lugar e como muitas pessoas parecem tê-lo perdido ou nunca o desenvolveram, apesar de ele ser necessário para nossa saúde mental: "Enquanto destruímos o ambiente em que a consciência humana se desenvolveu, podemos simultaneamente estar danificando nossa própria sanidade."

Também em relação às percepções humanas (ver especialmente Trudgill 2001), queremos mencionar (baseados parcialmente em Schwartz 1999) como os cientistas (por exemplo, Ertter 2000a) e mesmo a população em geral valorizam as **novidades**, e até como os seres humanos são muitas vezes recompensados por criá-las ou sugeri-las. Ainda, o apoio financeiro a pesquisas é muito mais provável se o projeto propuser estudos sobre novas abordagens do que se pretender aprofundar o entendimento de algum aspecto menos "moderno", por mais necessário ou urgente em termos de conservação que este seja, mostrando a incapacidade de muitos órgãos financiadores de pesquisa (ou de ações voltadas para o ambiente) de analisarem e compreenderem adequadamente as prioridades na área da conservação.

Neste contexto, os "hotspots" (Myers 1988, *et alii* 2000; Given 1993; Wilson 1994:281-90, 2002:81, 180 [como "zonas críticas"]; Flather *et alii* 1998; Mittermeier *et alii* 1998, 1999; Reid 1998; Kitching 2000; Janzen 2001; Rutledge *et alii* 2001; Araújo 2002; Sechrest *et alii* 2002) parecem uma alternativa boa e certamente necessária para a priorização de regiões, apesar de algumas limitações mostradas por Balmford (1998), Pimm & Lawton (1998), Capobianco (2000), Rutledge *et alii* (2001) e Smith *et alii* (2001). O custo da proteção e do manejo adequado dos 25 maiores hotspots globais é cerca de 25 bilhões de dólares (Pimm *et alii* 2001) no total ou 500 milhões de dólares por ano (Myers *et alii* 2000). Com 20 bilhões de dólares, talvez seja possível fazer um inventário de todas as espécies do planeta (Kareiva 2002), o que nos parece uma subestimativa, mas traz novamente à tona um dilema levantado pela segunda citação usada no início desta seção e muito bem exemplificado por Kareiva (2002): é melhor gastar 25 bilhões para proteger a maioria das espécies ou 20 bilhões para inventariar todas as espécies?

A Mata Atlântica brasileira é considerada um dos 5 mais importantes hotspots do mundo, possuindo 20.000 espécies de plantas vasculares, das quais 8.000 são endêmicas; os outros 4 são os Andes tropicais, com 45.000 espécies de plantas vasculares; a Indonésia, com 26.000; a região Mediterrânea, com 25.000; e a América Central, com 24.000 espécies de plantas vasculares (Mittermeier *et alii* 1999, Myers *et alii* 2000). Localizados próximo ao limite sul deste hotspot, os Aparados, como mostrado no cap. 2, possuindo uma flora de no mínimo 2.000 espécies vasculares, representam 10% da riqueza estimada para esta Mata Atlântica, ocupando cerca de 0,2% da área original dela, o que caracteriza os Aparados como um importantíssimo hotspot regional (senso Flather *et alii* 1998) dentro deste que é um dos 5 maiores hotspots globais. O mesmo poderia ser dito apenas dos paredões dos Aparados onde ocorre a VR, que deve representar 5% de toda a riqueza estimada para a Mata Atlântica brasileira, ocupando somente uma área insignificante dela, e possui uma riqueza em espécies vasculares (700, mas que deve atingir 1000 com mais estudos) maior que a da avifauna de toda esta Mata Atlântica (660 espécies, cf. Goerck 1997; 620 espécies, cf. Myers *et alii* 2000) e também do Cerrado, um dos 25 hotspots globais mais importantes (837 espécies de aves, cf. Myers *et alii* 2000, Silva & Bates 2002).

Além disto, os Aparados incluem gradientes ambientais e ecótonos extremamente variados, cuja importância em termos de conservação e mesmo da preservação neles de possíveis capacidades para mudanças evolutivas em resposta às variações climáticas e ambientais tem sido cada vez mais reconhecida e priorizada ultimamente (Smith *et alii* 1997, 2001; Schilthuizen 2000; Cowling & Pressey 2001; Myers & Knoll 2001; Araújo 2002; Spector 2002), da mesma forma como as populações marginais (ver Channell & Lomolino 2000a,b, Araújo & Williams 2001, Rodrigues & Gaston 2002c:680) aí ocorrentes. Apesar de toda esta riqueza e destas características, os Aparados **não** foram considerados um centro de diversidade vegetal pelo projeto da IUCN e do WWF (Davis *et alii* 1997), onde foram incluídas apenas áreas brasileiras do estado de São Paulo para o norte, através de escolhas nem sempre justificáveis ou aceitáveis, o que retorna à questão de prioridades para a conservação.

A combinação dos problemas analisados no nível de comunidade neste capítulo, adicionados às características individuais de cada espécie rara ou endêmica com populações reduzidas e/ou restrita distribuição geográfica (e desconhecidas estruturas populacionais, preferências e tolerâncias ecológicas, sistemas reprodutivos e diversidade genética), torna extremamente complexa uma discussão mais aprofundada sobre a conservação da vegetação na região dos Aparados. Nenhum dos integrantes do "trio infernal" (fragmentação, queimadas e pecuária) pode ser apontado isoladamente como a principal causa da destruição das MNs dos Aparados, e a gravíssima situação destas MNs decorre das interações entre os constituintes do trio e ainda entre os efeitos causados pelo trio e outros fatores já comentados, combinação que se torna arrasadora quando acompanhada pelo aumento da densidade populacional humana nos municípios da região. Se, 200 ou mesmo 100 anos atrás, o desmatamento e a colonização de novas terras pareciam necessários e a destruição florestal podia ser considerada como uma alternativa aceitável para parte das florestas regionais (mas ver Pádua 2002), tendo os "desbravadores" cumprido o seu papel, hoje a situação é totalmente diferente, e a conservação e recuperação do pouco que resta destas MNs tornou-se a prioridade máxima, se não quisermos ser acusados de omissos ou irresponsáveis por nossos descendentes.

Como qualquer caminhada é iniciada pelo primeiro passo, esperamos tê-lo dado de uma forma adequada, pois os gravíssimos problemas tratados neste capítulo representam apenas uma pequena parcela dos desafios a serem enfrentados pela biologia da conservação, se pretendemos que esta jovem ciência tenha realmente uma função de destaque ou importância nas próximas décadas. Na verdade, estes desafios são exatamente os mesmos que a espécie humana enfrentará para tentar sobreviver neste terceiro milênio com níveis de vida semelhantes aos atingidos ao final do século 20 por uma boa parcela da sua população que vive acima do nível de pobreza. Como mostra Ward (1997:255-61), as extinções recentes em ilhas sempre ocorreram pouco depois da chegada da humanidade e cerca da metade das faunas nativas sempre foi extinta: "A lição é claríssima: os seres humanos conseguem levar espécies à extinção por sua mera presença. ... As pessoas chegaram e as espécies morreram." Também Wilson (1994, 2002:99-121) e Fernandez (2000) detalham esta realidade.

Um dos temas mais polêmicos atualmente dentro da ecologia envolve os efeitos de espécies individuais ou grupos de espécies sobre características, processos e funções no nível de comunidade ou ecossistema (Schulze & Mooney 1993; Swift & Anderson 1993; Lawton 1994; Heywood 1995; Rejmánek 1996; Chapin

III *et alii* 1998, 2000; Lacroix & Abbadie 1998; Cardinale *et alii* 2000; Gunderson 2000; Loreau 2000; McCann 2000; Van der Putten *et alii* 2000; Díaz & Cabido 2001; Loreau *et alii* 2001; Cameron 2002). Isto levanta questões sobre como a perda de espécie(s) afeta as propriedades e o funcionamento de comunidades e ecossistemas (Lawton 1994, Grime 1998, Hooper & Vitousek 1998, Simberloff 1999, Tilman 1999c, Wardle *et alii* 1999, Adams & Wall 2000, Wolters *et alii* 2000, Hector *et alii* 2001, Zedler *et alii* 2001, Cameron 2002), ou, ainda, se realmente uma grande parcela da riqueza de espécies nativas é necessária para maximizar a estabilidade dos ecossistemas e manter os seus funcionamentos (hipótese defendida por diversos ecólogos), o que, se confirmado, seria um forte argumento em defesa da conservação de espécies individuais, segundo Marks *et alii* (2000). A conclusão destes é que há pouca base para a hipótese citada, o que enfraquece o possível argumento; eles também criticam o apoio entusiástico dado pela biologia da conservação a idéias-chave, como a biogeografia de ilhas, dinâmica de metapopulações, espécies-chave, que, quando são testadas, freqüentemente não conseguem ser uma base ("framework") para a conservação da biodiversidade, e acreditam que a hipótese discutida é outra idéia-chave deste tipo.

Embora reconheçamos a importância de discussões e estudos tão amplos e gerais quanto os do parágrafo anterior, com óbvias implicações inclusive para a biologia da conservação, somos forçados também a considerar a realidade e a situação atual e futura dos ecossistemas regionais, os quais encontramos em nossas expedições ou mesmo ao lado de nossas residências e locais de trabalho, e que estão a nos exigir respostas práticas (ver Sheil 2001). Para tais comunidades biológicas, naturais ou antrópicas, a grande maioria ainda muito pouco estudada, infelizmente não temos um nível de conhecimento que nos permita aplicar a elas a discussão das amplas questões mencionadas acima; e, por outro lado, o desenvolvimento deste tipo de conhecimento não parece suficiente para manter os poucos remanescentes razoavelmente conservados que ainda sobrevivem em nossa região, e talvez nem sejam as informações necessárias para chegarmos às respostas práticas (ver novamente Sheil 2001), o que nos faz considerar também as possíveis prioridades e estratégias para tentarmos melhorar tal situação.

Diversos autores oferecem indicadores, estratégias e prioridades para enfrentarmos os gravíssimos problemas ligados à conservação de espécies e ecossistemas, baseados em diferentes tipos de análises e dados, que talvez possam ser reunidos em dois grupos, como os extremos de um contínuo. De um lado, os que partem de uma abordagem mais histórica, em geral apoiada na teoria dos refúgios ou em evidências paleoecológicas, como foi a base da política ambiental brasileira para a Amazônia no final da década de 70 (cf. Lovejoy 1982, Brown Jr. 1987, Bush 1996) e como são as propostas de Por (1992), van der Hammen (1995), Fjeldsa (1995), Safford (1999a), Wohlgemuth *et alii* (2002), ou sustentada na história evolutiva (como Erwin 1991, Brooks *et alii* 1992, Atkinson 1998, Balmford 1996, McKinney 1997, Joly *et alii* 1999, Rodrigues & Gaston 2002a) ou na "história ambiental" de Bowman (2001a).

De outro lado, os que partem de uma abordagem mais contemporânea, que enfatiza os fatos atuais ou as perspectivas futuras (como mudanças climáticas, cf. Lovejoy 1982, Bush 1996, Hannah *et alii* 2002 e outros); é o caso de Vane-Wright *et alii* (1991), Brown Jr. & Brown (1992), Whitmore & Sayer (1992a), Heywood & Stuart (1992), Johns (1992), WRI/UICN/PNUMA (1992), Rebelo & Tansley (1993), Reis (1993), Myers (1993), Leitão Filho (1994), Sisk *et alii* (1994), Wilson (1994), Dinerstein *et alii* (1995; ver ainda Jepson & Whittaker 2002 e Wikramanayake *et alii* 2002), Heywood (1995), Primack (1995), Palmer (1996), Vane-Wright (1996), Ceballos *et alii* (1998), Mantovani & Silva (1999a,b), Mittermeier *et alii* (1999), Abbitt *et alii* (2000), Balmford *et alii* (2000), Kitching (2000), Ministério do Meio Ambiente *et alii* (2000), Myers *et alii* (2000), Cassidy *et alii* (2001), Coates & Atkins (2001), Dias (2001, *et alii* 2001), Garay (2001), Pimm *et alii* (2001), Sheil (2001), Ministério do Meio Ambiente/SBF (2002), Pitman & Jφrgensen (2002), Salafsky *et alii* (2002), Spergel (2002), Terborgh *et alii* (2002a), van Schaik *et alii* (2002), Doumenge *et alii* (1995), Falkenberg & Voltolini (1995), Hamilton *et alii* (1995), entre muitos outros, sendo os 3 últimos específicos para as matas nebulares.

É bem provável que uma combinação de ambas as abordagens (como discutida, no nível de espécie, por Newton *et alii* 1999, Crandall *et alii* 2000, Lutz *et alii* 2000, Stockwell *et alii* 2003; e considerando simultaneamente espécies e regiões geográficas, como Birks 1996, Atkinson 1998, Moritz & Faith 1998, Silva & Patton 1998, Margules & Pressey 2000, Moritz 2002, Sechrest *et alii* 2002, Spector 2002) possa fornecer melhores resultados que qualquer uma isoladamente, embora ambas ainda baseiem-se em dados claramente insuficientes e imprecisos, como já registrava Brown Jr. (1987).

Na nossa opinião, uma prioridade são as pesquisas sobre a auto-ecologia, fitogeografia e genética das espécies mais raras ou endêmicas, o que também é recomendado por Holsinger & Gottlieb (1991), Lahti *et alii* (1991) e Bakker *et alii* (1998), entre outros. Em relação aos estudos genéticos, porém, é importante lembrar que nem todas as plantas raras ou ameaçadas poderão ser objeto de estudos com tal nível de detalhamento (Holsinger & Gottlieb 1991, Schemske *et alii* 1994), e que alguns destes têm produzido pouca informação relevante (Coates & Hopper 2000), bem como poucos têm demonstrado resultados práticos que levem a mudanças no manejo, e tais estudos devem ser precedidos de um conhecimento mais amplo sobre a história natural e a biologia da espécie em questão (Hogbin & Peakall 1999, Hogbin *et alii* 2000). Nesta tese, buscamos apontar algumas destas espécies e mostrar aspectos de seu comportamento e sua distribuição, mas isto é, certamente, apenas uma discreta contribuição para os estudos necessários.

Outra prioridade que queremos apontar é relacionada aos processos subterrâneos, tanto em matas como em estágios sucessionais pré-florestais, na linha dos trabalhos de Lamont (1982), Restom (1998), Siqueira *et alii* (1998), Moreira *et alii* (2000), Picone (2000), Garay & Kindel (2001), Landeweert *et alii* (2001), Ettema & Wardle (2002), Frak & Ponge (2002) e Neumann & Martinoia (2002), pois não há praticamente qualquer conhecimento sobre o que ocorre dentro do solo na região dos Aparados, tanto com as raízes e os organismos que aí vivem quanto com os aspectos abióticos ligados à água e aos nutrientes, além das interações entre todos estes elementos (Lamont 1982, Paul 1989, Gehring & Whitham 1994, Bazzaz 1996, Adams & Wall 2000, Hooper *et alii* 2000, Wolters *et alii* 2000, Denison 2001, Van der Putten *et alii* 2001, Buchmann 2002, Frak & Ponge 2002, Neumann & Martinoia 2002, Smith 2002), que certamente têm profunda influência sobre as vegetações que se desenvolvem e aparecem na superfície dos solos.

A biologia da conservação ainda terá que se estruturar e se aperfeiçoar como ciência e enfrentar as dúvidas e incertezas ao mesmo tempo em que novas informações taxonômicas, ecológicas, biogeográficas, genéticas e evolutivas forem sendo produzidas e disponibilizadas, sem perder de vista a necessidade de influir sobre e melhorar a realidade das situações ambientais, administrativas, sócio-econômicas, culturais e políticas, que muitas vezes desempenham papéis preponderantes ou mesmo decisivos nas definições das prioridades, estratégias e ações vinculadas à conservação da biodiversidade.

Parece-nos evidente que a futura e necessária biologia da conservação aplicada às espécies vegetais e suas comunidades (Given 1994) terá que abandonar alguns (pre)conceitos e/ou suposições derivados de exemplos conservacionistas de importância mais histórica ou sentimental, como a ênfase a espécies animais com maior prestígio popular, o desnecessário foco em áreas de conservação com grandes dimensões, a irreal expectativa de que alguns poucos conhecimentos sobre certas espécies "indicadoras" (ver Pimm & Lawton 1998, Lindenmayer *et alii* 2000a) ou o monitoramento (senso Sheil 2001, Yoccoz *et alii* 2001) de interações planta-animais ou de algumas populações, ou mesmo o acompanhamento de algumas características abióticas (ver Lindenmayer *et alii* 2002b) poderiam servir como "princípios" para o manejo e/ou a conservação de milhares de espécies menos conhecidas de um ecossistema, entre outros graves enganos.

Portanto, consideramos que muitos aspectos conservacionistas derivados de estudos com populações e espécies animais (especialmente endotérmicos, cf. Bonnet *et alii* 2002) são pobremente (ou mesmo totalmente não) aplicáveis às necessidades das espécies vegetais e de suas vegetações (conclusão semelhante também é feita por Eriksson 1996 e exemplificada por Lombard *et alii* 2001). Isto nos faz destacar a nossa obrigação de produzir conhecimentos sobre estas e de verificarmos suas necessidades e prioridades em termos de conservação, ao invés de sermos guiados por recomendações baseadas em requisitos de algumas espécies da fauna de maior porte ou por conclusões tiradas de estudos direcionados para populações animais ou por tentativas de generalização supostamente aplicáveis a variados tipos de ecossistema ou mesmo apenas às florestas neotropicais.

É possível que ainda não exista uma "máfia ornitológica" (senso Bonnet *et alii* 2002) e nem uma máfia zoológica, mas é evidente que o enorme predomínio de estudos sobre aves e mamíferos (e de especialistas nestes grupos) dentro da recém-nascida biologia da conservação deve ser visto com grande preocupação, pois representa um tremendo desequilíbrio de atenção e esforços, bem como direcionamentos extremamente parciais em relação às distintas necessidades de todos os grupos animais, vegetais e outros existentes em qualquer comunidade ou região, que certamente não se reduzem às (e muitas vezes nem sequer se aproximam das) requeridas pelos animais endotérmicos mais valorizados pelas pesquisas zoológica e/ou ecológica. Não podemos nos deixar conduzir por agendas alheias!

Cada tipo florestal e cada ecossistema de uma região possui peculiaridades florísticas e vegetacionais, e o conhecimento e a compreensão destas são necessários e insubstituíveis como fonte de informações para o manejo e a conservação, diante do papel crítico da composição florística na dinâmica e no funcionamento dos ecossistemas, já que a composição de espécies influencia a concentração de nutrientes no solo (Kelly *et alii* 1998, Onipchenko *et alii* 2001) e é um dos maiores determinantes da ciclagem (Hobbie 1992, Hooper & Vitousek 1998) e dinâmica de nutrientes, estabilidade, produtividade primária, invasibilidade e outras características dos ecossistemas (Tilman 1999c, Chapin III *et alii* 2000). E quando se pensa em espécies vegetais, é impossível considerá-las seriamente sem lembrar da taxonomia e dos Herbários.

Os Herbários já foram considerados importantes unidades para a conservação *ex situ* (Dias 1998:80; sementes e esporos de muitas espécies se mantêm vivos por longo tempo, e o DNA das exsicatas pode vir a ser usado no futuro) e instrumentos necessários para estratégias de preservação da biodiversidade (Shaffer *et alii* 1998, Ter Steege *et alii* 2000, Golding & Smith 2001, Heywood 2001). As coletas neles depositadas são fundamentais para se conhecer a distribuição e as características de cada espécie vegetal, sendo até a sua citação (cf. Snow & Keating 1999) relevante para a biologia da conservação. Além disto, são obviamente fontes indispensáveis para o conhecimento florístico e taxonômico (Campbell 1989; Stuessy 1990; Barkley 2000; Prance 2001, *et alii* 2000; Heywood 2001). Assim, os Herbários deverão ser realmente valorizados e aperfeiçoados por sua enorme importância científica e por sua grande contribuição à conservação da biodiversidade, e não simplesmente mencionados de passagem em programas e/ou relatórios de instituições ou governos que efetivamente não os apóiam.

Os taxonomistas geralmente estão conscientes das limitações dos sistemas de classificação e de sua própria ciência, mas talvez não tenham feito os esforços necessários para que os demais cientistas estejam advertidos para isto (Ehrlich 1964:111). A comunidade científica em geral aceita esta situação, usa os nomes latinos com a falsa impressão de realidade e está relativamente satisfeita de ser ignorante sobre os processos envolvidos nas decisões que levam ao reconhecimento e denominação de grupos (Heywood 1974:172). E os sistematas ainda são lesados quando os "produtivos" e cada vez mais numerosos cientistas usuários de técnicas sofisticadas reduzem as verbas para a pesquisa taxonômica, baseados no argumento de que as poucas publicações dos sistematas (algumas revisões consomem anos para serem feitas!) quase não têm impacto e não são citadas pelos demais cientistas. Isto para não falarmos da questão de coletas e exsicatas (ver Peixoto 1999, Heyer *et alii* 1999), que nem são reconhecidas como um **tipo fundamental de produção científica**. Deste modo, a base taxonômica das ciências biológicas infelizmente não consegue acompanhar a crescente eficiência humana na destruição da Natureza e nem o ritmo das extinções provocadas pela nossa espécie, numa época em que a palavra "biodiversidade" e a expressão "conservação de espécies" estão na boca de muitos políticos em campanha e de quase todo pesquisador da área biológica.

A biologia da conservação tem sido incompreendida e injustamente criticada por alguns cientistas sociais (como Diegues 2000a,b,c, Guha 2000, Sarkar 2000) aparentemente pouco providos de conhecimentos biológicos e/ou pouco preocupados em buscá-los; estes ataques não podem ser ignorados, mesmo que tais autores pareçam bem-intencionados. Tentando explorar uma importante mudança de paradigma ocorrida na ecologia nas últimas décadas (sintetizada por Clark 1996), Diegues (1996) desenvolveu e transformou em título de livro um certo "mito da natureza intocada", que simplesmente não existe e "ninguém se engana com isso, exceto alguns pseudofilósofos" (Dourojeanni & Jorge Pádua 2001:180). É possível que a pregação aparentemente humanista (mas ver Ehrenfeld 1992) destes poucos cientistas sociais apenas tente aproveitar a valorização mundial de questões que envolvem a conservação da diversidade biológica e queira criar uma associação íntima e obrigatória entre biodiversidade e uma política de apoio a "populações tradicionais" defendida por tais cientistas (uma postura muito mais recomendável é mostrada por Kimmerer 2002). Porém, esta pregação, que parece se aproximar do oportunismo, certamente prejudica a estruturação da biologia da conservação como ciência, e também compromete as próprias políticas atuais e vindouras de preservação da biodiversidade, sendo, na nossa opinião, inaceitável.

Esperamos que diversos aspectos considerados nesta tese tenham servido para comprovar a necessidade e importância de estudos florísticos e observações a campo, inclusive em relação a discussões sobre a conservação da biodiversidade, até porque é evidente que mapas e análises de remanescentes florestais feitos a partir de imagens de satélite ou radar ou a partir de fotografias aéreas são insuficientes para mostrar toda a atual realidade das vegetações. O uso deste tipo de tecnologia é imprescindível para a quantificação das

áreas florestais e localização das mais extensas, mas chega a ser até enganador no caso das MNs, pois nada revela da grave situação de suas submatas e dos problemas de regeneração no interior delas, e dá a falsa impressão de que as florestas mapeadas como remanescentes encontram-se em boas condições de conservação, quando, na verdade, o gado destruiu ou alterou bastante a estrutura da MN (Foto 39), ao mesmo tempo em que a composição florística também vem sendo afetada, aspectos ainda imperceptíveis mesmo com a sofisticada tecnologia já empregada. Outras deficiências das imagens de satélite são registradas na Amazônia, onde têm sido insuficientes para mostrar todos os problemas derivados das queimadas na mata, e no Mediterrâneo, onde foram incapazes de detectar 23% das queimadas comprovadamente ocorridas e mostraram-se bastante limitadas para estudar a regeneração pós-fogo (Cramer 2001), embora sejam muito úteis para revelar os mais escandalosos desmatamentos. Além disso, a contribuição deste tipo de tecnologia para a conservação de espécies ameaçadas ainda é reduzida.

Tentando nos aproximar da mentalidade otimista sugerida por Beever (2000), Gigon *et alii* (2000), Pimm *et alii* (2001) e Wilson (2002:52,176), podemos apontar 3 aspectos positivos que podem contrabalançar, ao menos parcialmente, a gravidade da situação ambiental que nossa espécie criou (Vitousek *et alii* 1997) e que nosso exponencial crescimento populacional (Dorst 1973, Durrell 1988:28-9, Porritt 1991:117-21, Fedoroff & Cohen 1999, Thompson & Jones 1999, Laurance 2001) cada vez mais aprofunda. Esta verdadeira explosão demográfica chegou ao auge durante o século XX, quando "nasceram mais pessoas do que durante toda a história anterior da humanidade", com uma taxa de crescimento que "seria mais apropriada para bactérias do que para primatas", estando atualmente nossa população crescendo à taxa de 200.000 pessoas por dia e excedendo "em mais de cem vezes a biomassa de qualquer espécie de animais terrestres de grande porte" (Wilson 2002:49), levando a entre 1/3 e metade das terras do planeta ter sido transformada por nossas ações (Vitousek *et alii* 1997).

O primeiro aspecto positivo é a crescente valorização, especialmente por parte das crianças e das pessoas mais jovens, dos processos de reciclagem e da preservação dos recursos vegetais e animais e da Natureza como um todo, obtida pelo movimento conservacionista e também pela recente "educação ambiental" (Given 1994:165-83), esta última com ampla bibliografia em português produzida na década passada. Esta maior valorização da vida não-humana talvez seja a mudança mais promissora em todo o atual quadro mundial.

Um segundo aspecto favorável é o grande crescimento da capacidade tecnológica (satélites, computação, sofisticadas análises e manipulações genéticas, etc., incluindo os recentes métodos taxonômicos discutidos por Whelan *et alii* 2001) e especialmente do conhecimento científico acumulado no século 20, que já podem fornecer muitas das informações necessárias para o manejo, a conservação e recuperação dos maiores tipos de ecossistema do planeta, se isto for realmente considerado necessário e prioritário pelas populações humanas das diferentes regiões, o que também é discutido por Kunin & Lawton (1996), Holl & Kappelle (1999), Ehrlich (2001b, 2002), Novacek & Cleland (2001), Pimm *et alii* (2001) e Western (2001). A história registrará como toda esta infinidade de dados, talvez nem sonhada pelos primeiros naturalistas e/ou ecólogos, será usada por nós (Wright *et alii* 2001). "No final, nossa sociedade será definida, não pelo que criamos, mas pelo que nos recusamos a destruir" (J.C. Sawhill, citado por Wilson 2002:5).

Um terceiro aspecto positivo, bem menos garantido, pois influenciado pela crença nas supostamente infinitas possibilidades do humanismo e da tecnologia (Ehrenfeld 1992), é a hipotética (e às vezes talvez demonstrada) capacidade humana de aprender com seus erros e de não repetir suas piores falhas ao longo da história (várias já mostradas por Dorst 1973, Durrell 1988, Newman 1990, Porritt 1991, Wilson 1994:261-302, Dean 1996, Ward 1997, Raw 2001, Thomson 2002). Se nossa espécie realmente possuir e utilizar esta capacidade, poderemos esperar um futuro mais promissor também para as centenas de espécies vegetais que foram tratadas nesta tese; isto envolveria uma transformação psíquica, de valores, visões e posicionamentos pessoais (Lutzenberger 1978, 1991; Porritt 1991; Kellman & Tackaberry 1997; E. Wilson 1999, 2002; Ehrlich 2001b, 2002; Singer 2002). Se a espécie humana não possuir ou não utilizar tal capacidade de aprendizado e de mudança de comportamento, só nos resta torcer para que pelo menos uma parte substancial destas espécies possa sobreviver à extinção ou total decadência da nossa espécie. Afinal, tais espécies não têm qualquer compromisso com nossa irresponsabilidade, ilusão e arrogância, ou seja, com nossa falta de propósito (Fernandez 2000:238).

Como argumenta Raw (2001), nossa grande diferença em relação aos povos pré-industriais que nos antecederam em todos os continentes e em ilhas da Terra é que nós não teremos para onde ir (a não ser para outro planeta?) depois de todos os estragos que causarmos, enquanto muitos dos nossos ancestrais puderam partir para explorar e destruir novas biotas depois de terem exaurido os habitats naturais que colonizavam e ocupavam temporariamente. Nossa espécie fez uma longa viagem no tempo e no espaço (para diferentes mas interessantes visões parciais, ver: Grassé 1977, Heiser Jr. 1977, Ribeiro 1979, Gatty 1986, Campbell 1988, Crosby 1993, Oliver 1994, Ward 1997, Bowler 1998, E. Wilson 1999, Wood & Collard 1999; mas de modo especial: Rodrigues 1989, Foley 1993, Leakey 1997, Ehrlich 2000, Diamond 2001, Thomson 2002) e já mostrou muito do que é capaz (Porritt 1991, Vitousek *et alii* 1997)! Porém, a Terra é finita, e talvez seja muito pequena para tanta capacidade e natureza humanas.

"Por qualquer parâmetro concebível, a humanidade é ecologicamente anormal" (Wilson 1994:293) e também arrogante (Ehrenfeld 1992). Somente a adoção de uma ética de conservação poderosa poderá salvar "o máximo possível do que resta da vida" (E. Wilson 1999:282, 2002) ou, pelo menos, "um pouco de tudo" (Wright *et alii* 2001). Fernandez (2000:44) aponta "a nossa diferença crucial em relação aos maoris: eles não sabiam ler e escrever. Nós sabemos, e entendemos as conseqüências do que se passou, e fazemos cálculos e projeções para o futuro." Mas só isto é insuficiente, se não incorporarmos a idéia de que a espécie humana é apenas uma pequena parte da Natureza, e se não reduzirmos a "tirania humana sobre [as] outras espécies" (Singer 2002:64). E devemos, ainda, conseguir recursos (ver Spergel 2002) para pagar os custos financeiros da conservação da biodiversidade, que, afinal, não são tão grandes (Myers *et alii* 2000, James *et alii* 2001, Pimm *et alii* 2001, Pitman & Jφrgensen 2002, Shaffer *et alii* 2002, Wilson 2002) e compensam plenamente seus benefícios, inclusive do ponto de vista econômico (Balmford *et alii* 2002). Um bom começo é termos inteligência e coragem para definir os objetivos e as prioridades realmente mais importantes.

6.5. Bibliografia citada

Aarssen, L.W. 1983. Ecological combining ability and competitive combining ability in plants: toward a general evolutionary theory of coexistence in systems of competition. **American Naturalist 122**(6): 707-31.

Abbitt, R.J.F.; J.M. Scott & D.S. Wilcove. 2000. The geography of vulnerability: incorporating species geography and human development patterns into conservation planning. **Biological Conservation 96**(2): 169-75.

Abbott, R.J. 1992. Plant invasions, interspecific hybridization and the evolution of new plant taxa. **Trends in Ecology & Evolution 7**(12): 401-5.

Ab'Sáber, A.N. 1989. Páleo-climas quaternários e pré-história da América Tropical. **Dédalo 1**: 9-25.

Achard, F.; H.D. Eva; H.-J. Stibig; P. Mayaux; J. Gallego; T. Richards & J.-P. Malingreau. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. **Science 297**(5583): 999-1002.

Ackerly, D.D.; S.A. Dudley; S.E. Sultan; J. Schmitt; J.S. Coleman; C.R. Linder; D.R. Sandquist; M.A. Geber; A.S. Evans; T.E. Dawson & M.J. Lechowicz. 2000. The evolution of plant physiological traits: recent advances and future directions. **BioScience 50**(11): 979-95.

Ackerman, J.D. 1998. Evolutionary potential in orchids: patterns and strategies for conservation. **Selbyana 19**(1): 8-14.

Ackerman, J.D. 2000. Abiotic pollen and pollination: ecological, functional, and evolutionary perspectives. **Plant Systematics and Evolution 222**: 167-85.

Adams, G.A. & D.H. Wall. 2000. Biodiversity above and below the surface of soils and sediments: linkages and implications for global change. **BioScience 50**(12): 1043-8.

Agrawal, A.A. 2000. Mechanisms, ecological consequences and agricultural implications of tri-trophic interactions. **Current Opinion in Plant Biology 3**(4): 329-35.

Agrawal, A.A. 2001. Phenotypic plasticity in the interactions and evolution of species. **Science 294**(5541): 321-6.

Aguiar, L.M.S.; R.B. Machado; M. Zortéa; S.L. Mendes & A.B. Rylands. 1998. Working with the IUCN Red List categories: the experience of the Workshop on the conservation of Brazilian bats. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão** (9):3-11.

Ahlgren, C.E. 1974. The effect of fire on soil organisms. **In** T.T. Kozlowski & C.E. Ahlgren eds., **Fire and ecosystems**. Academic Press. p.47-72.

Aitken, G.M. 1998. Extinction. **Biology and Philosophy 13**(3): 393-411.

Aizen, M.A. & P. Feinsinger. 1994a. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. **Ecology 75**(2): 330-51.

Aizen, M.A. & P. Feinsinger. 1994b. Habitat fragmentation, native insect pollinators, and feral honey bees in Argentine "Chaco Serrano". **Ecological Applications 4**(2): 378-92.

Akçakaya, H.R.; S. Ferson; M.A. Burgman; D.A. Keith; G.M. Mace & C.R. Todd. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. **Conservation Biology 14**(4): 1001-13.

Alcántara, J.M.; P.J. Rey; F. Valera & A.M. Sánchez-Lafuente. 2000. Factors shaping the seedfall pattern of a bird-dispersed plant. **Ecology 81**(7): 1937-50.

Alcorn, J.B. 1996. Forest use and ownership: patterns, issues, and recommendations. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.233-57.

Aldrich, P.R. & J.L. Hamrick. 1998. Reproductive dominance of pasture trees in a fragmented tropical forest mosaic. **Science 281**(5373): 103-5.

Allen, W.H. 1994. Reintroduction of endangered plants. **BioScience 44**(2): 65-8.

Allendorf, F.W.; R.F. Leary; P. Spruell & J.K. Wenburg. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. **Trends in Ecology & Evolution 16**(11): 613-22.

Alley, R.B. 2000. Ice-core evidence of abrupt climate changes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(4): 1331-4.

Alroy, J. 2001. A multispecies overkill simulation of the end-Pleistocene megafaunal mass extinction. **Science 292**(5523): 1893-6. [ver pequena correção em **Science 293**(5538): 2205, 2001.]

Alvarez-Buylla, E.R.; R. García-Barrios; C. Lara-Moreno & M. Martínez-Ramos. 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 387-421.

Alves, R.J.V. & J. Kolbek. 1994. Plant species endemism in savanna vegetation on table mountains (campo rupestre) in Brazil. **Vegetatio 113**(2): 125-39.

Amend, S. & T. Amend eds. 1995a. **National parks without people? The South American experience**. IUCN.

Amend, S. & T. Amend. 1995b. Balance sheet: inhabitants in national parks – an unsolvable contradiction? **In** S. Amend & T. Amend eds., **National parks without people? The South American experience**. IUCN. p.449-69.

Andelman, S.J. & W.F. Fagan. 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(11): 5954-9.

Andersen, M.; A. Thornhill & H. Koopowitz. 1997. Tropical forest disruption and stochastic biodiversity losses. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.281-91.

Anderson, E. 1948. Hybridization of the habitat. **Evolution 2**(1): 1-9.

Anderson, S. 1994. Area and endemism. **Quarterly Review of Biology 69**(4): 451-71.

Ando, A.; J. Camm; S. Polasky & A. Solow. 1998. Species distributions, land values, and efficient conservation. **Science 279**(5359): 2126-8.

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos 71**(3): 355-66.

Andrews, A. 1990. Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: a review. **Australian Zoologist 26**(3-4): 130-41.

Angold, P.G. 1997. The impact of a road upon adjacent heathland vegetation: effects on plant species composition. **Journal of Applied Ecology 34**(2): 409-17.

Anônimo. 2001. Extinção por caçadas. **Ciência Hoje 29**(173): 17.

Aplet, G.H.; R.D. Laven & R.B. Shaw. 1994. Application of transition matrix models to the recovery of the rare Hawaiian shrub, *Tetramolopium arenarium* (Asteraceae). **Natural Areas Journal 14**(2): 99-106.

Araújo, F.U.C. 2001. A presença indígena nas unidades de conservação. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.317-27.

Araújo, M.B. 2002. Biodiversity hotspots and zones of ecological transition. **Conservation Biology 16**(6): 1662-3.

Araújo, M.B. & P.H. Williams. 2001. The bias of complementarity hotspots toward marginal populations. **Conservation Biology 15**(6): 1710-20.

Archer, S. & F.E. Smeins. 1991. Ecosystem-level processes. **In** R.K. Heitschmidt & J.W. Stuth eds., **Grazing management: an ecological perspective**. Timber Press. p.109-39.

Argus, G.W. 1992. The phytogeography of rare vascular plants in Ontario and its bearing on plant conservation. **Canadian Journal of Botany 70**(3): 469-90.

Arima, E. & C. Uhl. 1995. Pecuária na Amazônia Oriental: situação atual e tendências futuras. **In** G.A.B. Fonseca, M. Schmink, L.P.S. Pinto & F. Brito eds., **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no Novo Mundo**. Conservation International do Brasil, UFMG & University of Florida. p.223-44.

Armstrong, D. 2002. Focal and surrogate species: getting the language right. **Conservation Biology 16**(2): 285-6.

Arnold, M.L. 1997. **Natural hybridization and evolution**. Oxford University Press.

Arnold, M.L.; E.K. Kentner; J.A. Johnston; S. Cornman & A.C. Bouck. 2001. Natural hybridisation and fitness. **Taxon 50**(1): 93-104.

Arruda, M.B. org. 2001. **Ecossistemas brasileiros**. Ibama.

Arruda, R.S.V. 1997. "Populações tradicionais" e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.351-67. [republicado em: **In** A.C. Diegues org., 2000. **Etnoconservação. Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. Hucitec. p.273-90.]

Ataroff, M. & F. Rada. 2000. Deforestation impact on water dynamics in a Venezuelan Andean cloud forest. **Ambio 29**(7): 440-4.

Atkinson, I.A.E. 1998. Conserving plants as evolutionary entities: successes and unanswered questions from New Zealand and elsewhere. **Aliso 16**(2): 103-12.

Atran, S. 1987. Origin of the species and genus concepts: an anthropological perspective. **Journal of the History of Biology 20**(2): 195-279.

Aubréville, A. 1959. As florestas do Brasil. Estudo fitogeográfico e florestal. **Anuário Brasileiro de Economia Florestal 11**(11): 201-32.

Austin, M.P. & C.R. Margules. 1986. Assessing representativeness. **In** M.B. Usher ed., **Wildlife conservation evaluation**. Chapman and Hall. p.45-67.

Austrheim, G. 2001. Heterogeneity in semi-natural grasslands: the importance of the elevational gradient. **Nordic Journal of Botany 21**(3): 291-303.

Avise, J.C. 1998. The history and purview of phylogeography: a personal reflection. **Molecular Ecology 7**(4): 371-9.

Avise, J.C. 2000a. **Phylogeography: the history and formation of species**. Harvard University Press.

Avise, J.C. 2000b. Cladists in wonderland. **Evolution 54**(5): 1828-32.

Ayala, F.J.; W.M. Fitch & M.T. Clegg. 2000. Variation and evolution in plants and microorganisms: toward a new synthesis 50 years after Stebbins. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(13): 6941-4.

Bachmann, K. 1998. Species as units of diversity: an outdated concept. **Theory Biosci. 117**: 213-30.

Bachmann, K. 2001a. Species concepts – the continuing debate. **New Phytologist 149**(3): 367-8.

Bachmann, K. 2001b. Evolution and the genetic analysis of populations: 1950-2000. **Taxon 50**(1): 7-45.

Bakker, J.P. & F. Berendse. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 63-8.

Bakker, J.P.; J. van Andel & E. van der Maarel. 1998. Plant species diversity and restoration ecology: Introduction. **Applied Vegetation Science 1**(1): 5-8.

Balbueno, R.A. & P.L. Oliveira. 2000. Estrutura e composição florística de dois fragmentos florestais na região do Baixo Jacuí, RS, Brasil. **Biotemas 13**(2): 23-46.

Baldwin, B.G. 2000. Roles for modern plant systematics in discovery and conservation of fine-scale biodiversity. **Madroño 47**(4): 219-29.

Baldwin, I.T.; A. Kessler & R. Halitschke. 2002. Volatile signaling in plant-plant-herbivore interactions: what is real? **Current Opinion in Plant Biology 5**(4): 351-4.

Balmford, A. 1996. Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. **Trends in Ecology & Evolution 11**(5): 193-6.

Balmford, A. 1998. On hotspots and the use of indicators for reserve selection. **Trends in Ecology & Evolution 13**(10): 409.

Balmford, A.; K.J. Gaston; A.S.L. Rodrigues & A. James. 2000. Integrating costs of conservation into international priority setting. **Conservation Biology 14**(3): 597-605.

Balmford, A.; A. Bruner; P. Cooper; R. Costanza; S. Farber; R.E. Green; M. Jenkins; P. Jefferiss; V. Jessamy; J. Madden; K. Munro; N. Myers; S. Naeem; J. Paavola; M. Rayment; S. Rosendo; J. Roughgarden; K. Trumper & R.K. Turner. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. **Science 297**(5583): 950-3.

Baptista, L.R.M.; B.E. Irgang; J.F.M. Valls & J.L. Waechter. 1979. **Parque Nacional dos Aparados da Serra. Levantamento da vegetação**. Editado pelos autores.

Baptista, L.R.M. & H.M. Longhi-Wagner. 1998. **Lista preliminar de espécies ameaçadas da flora do Rio Grande do Sul**. SBB/RS.

Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 2000. As lições do fogo. **Ciência Hoje 27**(157): 35-9.

Barbour, M.G.; J.H. Burk; W.D. Pitts; F.S. Gilliam & M.W. Schwartz. 1999. **Terrestrial plant ecology**. 3ed. Benjamin/Cummings.

Barkley, T.M. 2000. Floristic studies in contemporary botany. **Madroño 47**(4): 253-8.

Barlow, J.; T. Haugaasen & C.A. Peres. 2002. Effects of ground fires on understorey bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation 105**(2): 157-69.

Barnes, T.G.; R.K. Heitschmidt & L.W. Varner. 1991. Wildlife. **In** R.K. Heitschmidt & J.W. Stuth eds., **Grazing management: an ecological perspective**. Timber Press. p.179-89.

Barrett, N.E. & J.P. Barrett. 1997. Reserve design and the new conservation theory. **In** S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.E. Likens eds., **The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, biodiversity**. Chapman & Hall. p.236-51.

Barrett, S.C.H. & J.R. Kohn. 1991. Genetic and evolutionary consequences of small population size in plants: implications for conservation. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.3-30.

Barrett, S.C.H. & L.D. Harder. 1996. Ecology and evolution of plant mating. **Trends in Ecology & Evolution 11**(2): 73-9.

Barros, E.; P. Curmi; V. Hallaire; A. Chauvel & P. Lavelle. 2001. The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. **Geoderma 100**(1-2): 193-213.

Barros, N. 1992. Uso do fogo na agropecuária pelo homem. **In** A. Souza coord., **Workshop "Queimadas no Centro-Oeste"**. UFMS. p.47-9.

Barrowclough, G.F. 1992. Systematics, biodiversity, and conservation biology. **In** N. Eldredge ed., **Systematics, ecology, and the biodiversity crisis**. Columbia University Press. p.121-43.

Barry, R.G. & A. Seimon. 2000. Research for mountain area development: climatic fluctuations in the mountains of the Americas and their significance. **Ambio 29**(7): 364-70.

Barton, N.H. 1988. Speciation. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.185-218.

Barton, N.H. 2001. The role of hybridization in evolution. **Molecular Ecology 10**(3): 551-68.

Baskin, J.M. & C.C. Baskin. 1988. Endemism in rock outcrop plant communities of unglaciated eastern United States: an evaluation of the roles of the edaphic, genetic and light factors. **Journal of Biogeography 15**(5/6): 829-40.

Baskin, Y. 1998. Winners and losers in a changing world. **BioScience 48**(10): 788-92.

Batista, A.C. 2000. Mapas de risco: uma alternativa para o planejamento de controle de incêndios florestais. **Floresta 30**(1/2): 45-54.

Bawa, K.S. 1995. Pollination, seed dispersal and diversification of angiosperms. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 311-2.

Bawa, K.S. & P.S. Ashton. 1991. Conservation of rare trees in tropical rain forests: a genetic perspective. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.62-71.

Bazzaz, F.A. 1996. **Plants in changing environment. Linking physiological, population, and community ecology**. Cambridge University Press.

Beard, J.S.; A.R. Chapman & P. Gioia. 2000. Species richness and endemism in the Western Australian flora. **Journal of Biogeography 27**(6): 1257-68.

Becker, P. 2000. Competition in the regeneration niche between conifers and angiosperms: Bond's slow seedling hypothesis. **Functional Ecology 14**(4): 401-12.

Beever, E. 2000. The roles of optimism in conservation biology. **Conservation Biology 14**(3): 907-9.

Behling, H. 1995a. Investigations into the late Pleistocene and Holocene history of vegetation and climate in Santa Catarina (S Brazil). **Vegetation History and Archaeobotany 4**: 127-52.

Behling, H. 1995b. A high resolution Holocene pollen record from Lago do Pires, SE Brazil: vegetation, climate and fire history. **Journal of Paleolimnology 14**: 253-68.

Behling, H. 1997a. Late Quaternary vegetation, climate and fire history of the *Araucaria* forest and campos region from Serra Campos Gerais, Paraná State (South Brazil). **Review of Palaeobotany and Palynology 97**(1-2): 109-21.

Behling, H. 1997b. Late Quaternary vegetation, climate and fire history from the tropical mountain region of Morro de Itapeva, SE Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 129**(3-4): 407-22.

Behling, H. 2002. South and southeast Brazilian grasslands during Late Quaternary times: a synthesis. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 177**(1-2): 19-27.

Behling, H. & M. Lichte. 1997. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. **Quaternary Research 48**: 348-58.

Behling, H.; M. Lichte & A.W. Miklos. 1998. Evidence of a forest free landscape under dry and cold climatic conditions during the last glacial maximum in the Botucatu region (São Paulo State), Southeastern Brazil. **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula 11**: 99-110.

Beier, P. & R.F. Noss. 1998. Do habitat corridors really provide connectivity? **Conservation Biology 12**: 1241-52.

Beissinger, S.R. 2000. Ecological mechanisms of extinction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(22): 11688-9.

Bell, D.T. 2001. Ecological response syndromes in the flora of southwestern Western Australia: fire resprouters versus reseeders. **Botanical Review 67**(4): 417-40.

Bell, G.; M.J. Lechowicz; A. Appenzeller; M. Chandler; E. DeBlois; L. Jackson; B. Mackenzie; R. Preziosi; M. Schallenberg & N. Tinker. 1993. The spatial structure of the physical environment. **Oecologia 96**: 114-21.

Bellingham, P.J. 1998. Shrub succession and invasibility in a New Zealand montane grassland. **Australian Journal of Ecology 23**(6): 562-73.

Bellingham, P.J. & A.D. Sparrow. 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. **Oikos 89**(2): 409-16.

Belovsky, G.E. 1987. Extinction models and mammalian persistence. **In** M.E. Soulé ed., **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. p.35-57.

Belovsky, G.E.; J.A. Bissonette; R.D. Dueser; T.C. Edwards Jr.; C.M. Luecke; M.E. Ritchie; J.B. Slade & F.H. Wagner. 1994. Management of small populations: concepts affecting the recovery of endangered species. **Wildlife Society Bulletin 22**: 307-16.

Belsky, A.J. 1992. Effects of grazing, competition, disturbance and fire on species composition and diversity in grassland communities. **Journal of Vegetation Science 3**(2): 187-200.

Belyea, L.R. & J. Lancaster. 1999. Assembly rules within a contingent ecology. **Oikos 86**(3): 402-16.

Bennett, K.D. 1998. The power of movement in plants. **Trends in Ecology & Evolution 13**(9): 339-40.

Bensusan, N. 2001. Os pressupostos biológicos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.164-89.

Bergallo, H.G. & C.F. Vera y Conde. 2001. O Parque Nacional de Iguaçu e a estrada do Colono. **Ciência Hoje 29**(174): 37-9.

Bermingham, E. & C. Moritz. 1998. Comparative phylogeography: concepts and applications. **Molecular Ecology 7**(4): 367-9.

Bernacci, L.C.; R. Goldenberg & J.P. Metzger. 1998. Estrutura florística de 15 fragmentos florestais ripários da Bacia do Jacaré-Pepira (SP). **Naturalia 23**: 23-54.

Berry, P.E. 1989. A systematic revision of *Fuchsia* sect. *Quelusia* (Onagraceae). **Annals of the Missouri Botanical Garden 76**(2): 183-204.

Betancourt, J.J.V. & J.R. Santos. 1982. O uso de sensores remotos como abordagem ao conhecimento da vegetação natural. **Roessléria 4**(2): 146-61.

Betti, J.L. 2001. Vulnérabilité des plantes utilisées comme antipaludiques dans l'arrondissement de Mintom au sud de la réserve de biosphère du Dja (Cameroun). **Systematics and Geography of Plants 71**(2): 661-78.

Bevill, R.L. & S.M. Louda. 1999. Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. **Conservation Biology 13**(3): 493-8.

Bhattacharya, M.; R.B. Primack & J. Gerwein. 2003. Are roads and railroads barriers to bumblebee movement in a temperate suburban conservation area? **Biological Conservation 109**(1): 37-45.

Bierregaard Jr., R.O.; T.E. Lovejoy; V. Kapos; A.A. Santos & R.W. Hutchings. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience 42**(11): 859-66.

Bierregaard Jr., R.O. & V.H. Dale. 1996. Islands in an ever-changing sea: the ecological and socioeconomic dynamics of Amazonian rainforest fragments. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.187-204.

Bigarella, J.J.; D. Andrade-Lima & P.J. Riehs. 1975. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 47**(Supl.): 411-64.

Bininda-Emonds, O.R.P.; D.P. Vázquez & L.L. Manne. 2000. The calculus of biodiversity: integrating phylogeny and conservation. **Trends in Ecology & Evolution 15**(3): 92-4.

Birks, H.J.B. 1996. Contributions of Quaternary palaeoecology to nature conservation. **Journal of Vegetation Science 7**(1): 89-98.

Blackford, J.J. 2000. Charcoal fragments in surface samples following a fire and the implications for interpretation of subfossil charcoal data. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): 33-42.

Blixen, O. 1992. Los mitos sudamericanos sobre el origen del fuego. **Anales del Museo Nacional de Historia Natural, 2a Serie, 8**: 5-41.

Blouin, M.S. & E.F. Connor. 1985. Is there a best shape for nature reserves? **Biological Conservation 32**(3): 277-88.

Boecklen, W.J. & J. Nocedal. 1991. Are species trajectories bounded or not? **Journal of Biogeography 18**(6): 647-52.

Boldrini, I.I. 1997. Campos do Rio Grande do Sul: caracterização fisionômica e problemática ocupacional. **Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS** (56): 1-33.

Boldrini, I.I. 2002. Campos sulinos: caracterização e biodiversidade. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.95-7.

Bolger, D.T.; T.A. Scott & J.T. Rotenberry. 2001. Use of corridor-like landscape structures by bird and small mammal species. **Biological Conservation 102**(2): 213-24.

Bolker, B.M. & S.W. Pacala. 1999. Spatial moment equations for plant competition: understanding spatial strategies and the advantages of short dispersal. **American Naturalist 153**(6): 575-602.

Bolòs, O. de; A.C. Cervi & G. Hatschbach. 1991. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). **Collectanea Botanica 20**: 79-182.

Bombin, M. 1975. Afinidade paleoecológica, cronológica e estratigráfica do componente de megamamíferos na biota do Quaternário terminal da Província de Buenos Aires (Argentina), Uruguai e Rio Grande do Sul (Brasil). **Comunicações do Museu de Ciências da PUCRGS** (9): 1-28.

Bond, W.J. 1993. Keystone species. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.237-53. (Ecological Studies, 99).

Bond, W.J. 1994. Do mutualisms matter? Assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 344**(1307): 83-90.

Bond, W.J. 1995. Assessing the risk of plant extinction due to pollinator and disperser failure. **In** J.H. Lawton & R.M. May eds., **Extinction rates**. Oxford University Press. p.131-46.

Bond, W.J. & B.W. van Wilgen. 1996. **Fire and plants**. Chapman & Hall.

Bond, W.J. & J.J. Midgley. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution 16**(1): 45-51.

Bond, W.J.; J. Midgley & J. Vlok. 1988. When is an island not an island? Insular effects and their causes in fynbos shrublands. **Oecologia 77**(4): 515-21.

Bonnet, X.; R. Shine & O. Lourdais. 2002. Taxonomic chauvinism. **Trends in Ecology & Evolution 17**(1): 1-3.

Bonnin, I.; B. Colas; C. Bacles; A.-C. Holl; F. Hendoux; B. Destiné & F. Viard. 2002. Population structure of an endangered species living in contrasted habitats: *Parnassia palustris* (Saxifragaceae). **Molecular Ecology 11**(6): 979-90.

Booy, G.; R.J.J. Hendriks; M.J.M. Smulders; J.M. Van Groenendael & B. Vosman. 2000. Genetic diversity and the survival of populations. **Plant Biology 2**(4): 379-95.

Borchsenius, F. 1997. Patterns of plant species endemism in Ecuador. **Biodiversity and Conservation 6**(3): 379-99.

Borges, H.B.N. 2000. **Biologia reprodutiva e conservação do estrato lenhoso numa comunidade do cerrado**. Tese de doutorado apresentada ao Instituto de Biologia da Unicamp.

Bormann, F.H. & G.E. Likens. 1979. **Pattern and process in a forested ecosystem**. Springer-Verlag.

Boutin, C.; B. Jobin; L. Bélanger & L. Choinière. 2002. Plant diversity in three types of hedgerows adjacent to cropfields. **Biodiversity and Conservation 11**(1): 1-25.

Bowler, P.J. 1998. **Historia Fontana de las ciencias ambientales**. Fondo de Cultura Económica.

Bowman, D.M.J.S. 1998. The impact of Aboriginal landscape burning in the Australian biota. **New Phytologist 140**(3): 385-410.

Bowman, D.M.J.S. 2001a. Future eating and country keeping: what role has environmental history in the management of biodiversity? **Journal of Biogeography 28**(5): 549-64.

Bowman, D.M.J.S. 2001b. On the elusive definition of 'Australian rainforest': response to Lynch and Neldner (2000). **Australian Journal of Botany 49**(6): 785-7.

Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. **Annual Review of Ecology and Systematics 23**: 481-506.

Boyd, S. 1999. Vascular flora of the Liebre Mountains, Western Transverse Ranges, California. **Aliso 18**(2): 93-139.
Bradshaw, A.D. 1965. Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. **Advances in Genetics 13**: 115-55.
Bradshaw, A.D. 1972. Some of the evolutionary consequences of being a plant. **Evolutionary Biology 5**: 25-47.
Bradshaw, R. & F.J.G. Mitchell. 1999. The palaeoecological approach to reconstructing former grazing-vegetation interactions. **Forest Ecology and Management 120**(1-3): 3-12.
Bragg, O.M. & J.H. Tallis. 2001. The sensitivity of peat-covered upland landscapes. **Catena 42**(2-4): 345-60.
Brandon, K. 2002. Colocando os parques certos nos lugares corretos. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.475-500.
Brandt, A.P.; A.H. Lamberts; T.C. Trigo; H. Hasenack & T.R.O. Freitas. 2001. Mamíferos atropelados na rodovia BR 290, entre Porto Alegre e Cachoeira do Sul, RS: associação espécie e habitat. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.332.
Brasier, C.M. 2001. Rapid evolution of introduced plant pathogens via interspecific hybridization. **BioScience 51**(2): 123-33.
Bratton, S.P. & P.S. White. 1980. Rare plant management – after preservation what? **Rhodora 82**(829): 49-75.
Braun-Blanquet, J. 1979. **Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales**. H. Blume.
Brejda, J.J. 1997. Soil changes following 18 years of protection from grazing in Arizona chaparral. **The Southwestern Naturalist 42**(4): 478-87.
Bridle, J.R. & C.D. Jiggins. 2000. Adaptive dynamics: is speciation too easy? **Trends in Ecology & Evolution 15**(6): 225-6.
Briers, R.A. 2002. Incorporating connectivity into reserve selection procedures. **Biological Conservation 103**(1): 77-83.
Briffa, K.R. 2000. Annual climate variability in the Holocene: interpreting the message of ancient trees. **Quaternary Science Reviews 19**(1-5): 87-105.
Briggs, B.G. 2000. What is significant – the Wollemi pine or the southern rushes? **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 72-80.
Briggs, D. & S.M. Walters. 1997. **Plant variation and evolution**. 3ed. Cambridge University Press.
Brito, D. & F.A.S. Fernandez. 2000. Dealing with extinction is forever: understanding the risks faced by small populations. **Ciência e Cultura 52**(3): 161-70.
Brito, M.C.W. 1998. Unidades de conservação: intenções e resultados. **In** J.E. Veiga org., **Ciência ambiental. Primeiros mestrados**. Annablume & FAPESP. p.209-28.
Brito, M.C.W. 2000. **Unidades de conservação: intenções e resultados**. Annablume & FAPESP.
Brokaw, N. 1998. Fragments past, present and future. **Trends in Ecology & Evolution 13**(10): 382-3.
Brooks, D.R.; R.L. Mayden & D.A. McLennan. 1992. Phylogeny and biodiversity: conserving our evolutionary legacy. **Trends in Ecology & Evolution 7**(2): 55-9.
Brown, J.H. 1981. Two decades of homage to Santa Rosalia: toward a general theory of diversity. **American Zoologist 21**(4): 877-88.
Brown, J.H. 1995. **Macroecology**. University of Chicago Press.
Brown, J.H. 2001. Toward a general theory of biodiversity. **Evolution 55**(10): 2137-8.
Brown, J.H.; G.C. Stevens & D.M. Kaufman. 1996. The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 597-623.
Brown, J.H. & M.V. Lomolino. 1989. Independent discovery of the equilibrium theory of island biogeography. **Ecology 70**(6): 1954-7.
Brown, J.H. & M.V. Lomolino. 1998. **Biogeography**. 2ed. Sinauer.
Brown, J.H. & M.V. Lomolino. 2000. Concluding remarks: historical perspective and the future of island biogeography theory. **Global Ecology and Biogeography 9**(1): 87-92.
Brown Jr., K.S. 1987. Conclusions, synthesis, and alternative hypotheses. **In** T.C. Whitmore & G.T. Prance eds., **Biogeography and Quaternary history in tropical America**. Oxford University Press. p.175-96.
Brown Jr., K.S. & G.C. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.119-42.
Bruck, E.C.; A.M.V. Freire & M.F. Lima. 1995. **Unidades de conservação no Brasil. Cadastramento e vegetação. 1991-1994. Relatório síntese**. Centro de Sensoriamento Remoto do Ibama.
Brundu, G.; J. Brock; I. Camarda; L. Child & M. Wade eds. 2001. **Plant invasions. Species ecology and ecosystem management**. Backhuys.
Bruner, A.G.; R.E. Gullison; R.E. Rice & G.A.B. Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science 291**(5501): 125-8.
Buchmann, N. 2002. A.F.W. Schimper: from the 'oecology of plant distribution' to the 'functional ecology of terrestrial ecosystems'. **Trends in Ecology & Evolution 17**(3): 106-7.
Burgman, M.A. 1989. The habitat volumes of scarce and ubiquitous plants: a test of the model of environmental control. **American Naturalist 133**(2): 228-39.
Burgman, M.A. 2002. Are listed threatened plant species actually at risk? **Australian Journal of Botany 50**(1): 1-13. [exclusivas da Austrália; ver errata em **Australian Journal of Botany 50**(2):275, 2002.]
Burgman, M.A.; H.P. Possingham; A.J.J. Lynch; D.A. Keith; M.A. McCarthy; S.D. Hopper; W.L. Drury; J.A. Passioura & R.J. Devries. 2001. A method for setting the size of plant conservation target areas. **Conservation Biology 15**(3): 603-16.
Burkart, A. 1975. Evolution of grasses and grasslands in South America. **Taxon 24**(1): 53-66.
Burke, J.M. & M.L. Arnold. 2001. Genetics and the fitness of hybrids. **Annual Review of Genetics 35**: 31-52.

Burman, A.G. 1985. Nature and composition of the grass flora of Brazil. **Willdenowia 15**: 211-33.
Buschbacher, R.; C. Uhl & E.A.S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in eastern Amazonia. II. Nutrient stocks in the soil and vegetation. **Journal of Ecology 76**(3): 682-99.
Buschbacher, R.J. 1987. Cattle productivity and nutrient fluxes on an Amazon pasture. **Biotropica 19**(3): 200-7.
Bush, M.B. 1994. Amazonian speciation: a necessarily complex model. **Journal of Biogeography 21**(1): 5-17.
Bush, M.B. 1996. Amazonian conservation in a changing world. **Biological Conservation 76**(3): 219-28.
Buss, M.D.; S.M.A. Furtado & L.F. Scheibe. 2000. "É, ninguém escapa do rio..." Geografia de uma catástrofe natural. **Geosul 15**(29): 55-78.
Butaye, J.; H. Jacquemyn; O. Honnay & M. Hermy. 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. **Journal of Vegetation Science 13**(1): 27-34.
Buttrick, S.C. 1992. Habitat management: a decision-making process. **Rhodora 94**(879): 258-86.
Byers, J.E.; S. Reichard; J.M. Randall; I.M. Parker; C.S. Smith; W.M. Lonsdale; I.A.E. Atkinson; T.R. Seastedt; M. Williamson; E. Chornesky & D. Hayes. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. **Conservation Biology 16**(3): 630-40.

Cabeza, M. & A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 242-8.
Cabral, O.R. 1970. **História de Santa Catarina**. 2ed. Ed. Laudes.
Cadenasso, M.L. & S.T.A. Pickett. 2000. Linking forest edge structure to edge function: mediation of herbivore damage. **Journal of Ecology 88**(1): 31-44.
Cadenasso, M.L. & S.T.A. Pickett. 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. **Conservation Biology 15**(1): 91-7.
Cairns Jr., J. & J.R. Pratt. 1990. Biotic impoverishment: effects of anthropogenic stress. **In** G.M. Woodwell ed., **The Earth in transition. Patterns and processes of biotic impoverishment**. Cambridge University Press. p.495-505.
Caldas, L.S. & L.C. Moura. 1991. Efeito do fogo na redução da altura de plantas do cerrado no Distrito Federal. **Resumos do XLII Congresso Nacional de Botânica**. UFG & SBB. p.147.
Callaway, R.M. & E.T. Aschehoug. 2000. Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. **Science 290**: 521-3.
Câmara, I.G. 1991. Conservação da mata atlântica. Conservation of the atlantic rain forest. **In** I.G. Câmara coord., **Mata atlântica. Atlantic rain forest**. Ed. Index & Fundação S.O.S. Mata Atlântica. p.158-83.
Câmara, I.G. s.d. [1992]. **Plano de ação para a mata atlântica**. Fundação SOS Mata Atlântica.
Câmara, I.G. 1999. Representação dos ecossistemas brasileiros no sistema de unidades de conservação. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.306.
Camargo, J.L.C. & V. Kapos. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. **Journal of Tropical Ecology 11**(2): 205-21.
Cameron, T. 2002. 2002: the year of the 'diversity-ecosystem function' debate. **Trends in Ecology & Evolution 17**(11): 495-6.
Campbell, B. 1988. **Ecologia humana**. Edições 70.
Campbell, D.G. 1989. The importance of floristic inventory in the tropics. **In** D.G. Campbell & H.D. Hammond eds., **Floristic inventory of tropical countries**. New York Botanical Garden. p.5-29.
Campbell, F.T. 2001. The science of risk assessment for phytosanitary regulation and the impact of changing trade regulations. **BioScience 51**(2): 148-53.
Cane, J.H. 2001. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? **Conservation Ecology 5**(1): 3. [online] URL: http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3
Cane, J.H. & V.J. Tepedino. 2001. Causes and extent of declines among native North American invertebrate pollinators: detection, evidence, and consequences. **Conservation Ecology 5**(1): 1. [online] URL: http://www.consecol.org/vol5/iss1/art1 [com 8 referências de artigos do mesmo volume sobre este assunto]
Cann, R.L. 2002. The triumphant trellis (and the transubstantiation of modern humans). **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 245.
Capobianco, J.P.R. 2000. Limitações do modelo de *hotspots*. **Ciência Hoje 27**(159): 11-2.
Capobianco, J.P.R. & A. Lima. 1997. A evolução da proteção legal da Mata Atlântica. **In** A.R. Lima & J.P.R. Capobianco orgs., **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**. Instituto Socioambiental. p.7-16. (Documentos do ISA, 4).
Carauta, J.P.P. 1989. *Ficus* (Moraceae) no Brasil: conservação e taxonomia. **Albertoa 2**: 1-365.
Carauta, J.P.P. & M.W. Castro. 1982. Plantas em perigo de extinção: *Dorstenia*. **Cadernos FFEMA, Série Trabalhos Técnicos** (1/82): 29-65.
Carbutt, C. & T. Edwards. 2001. Cape elements on high-altitude corridors and edaphic islands: historical aspects and preliminary phytogeography. **Systematics and Geography of Plants 71**(2): 1033-61.
Cardinale, B.J.; K. Nelson & M.A. Palmer. 2000. Linking species diversity to the functioning of ecosystems: on the importance of environmental context. **Oikos 91**(1): 175-83.
Cardoso, M.A.; S.R.S. Cardoso & P.C.G. Ferreira. 2001. Protegendo os remanescentes de pau-brasil. **Ciência Hoje 29**(174): 65-8.
Carneiro, A.M. 1998. **Vegetação ruderal da Vila de Santo Amaro, mun. Gal. Câmara, RS, BR. – ruas, muros, terrenos baldios e passeios públicos**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.

Carneiro, A.M. & B.E. Irgang. 1999. Origem e distribuição geográfica da vegetação ruderal da Vila de Santo Amaro, Gal. Câmara, RS – Brasil. **Programa e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.251.
Carnevale, N.J. & P.S. Torres. 1994. Las especies vegetales raras y su volumen de hábitat en Santa Fe, Argentina. **Revista de Biología Tropical 42**(1/2): 81-8.
Caro, T. 2000. Focal species. **Conservation Biology 14**(6): 1569-70.
Caro, T. 2002. Focal and surrogate species: getting the language right. **Conservation Biology 16**(2): 286-7.
Caro, T.M. & G. O'Doherty. 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. **Conservation Biology 13**(4): 805-14.
Carpanezzi, A.A.; J.C.D. Pereira; P.E.R. Carvalho; A. Reis; A.R.R. Vieira; E. Rotta; J.A. Sturion; M.J. Rauen & R.A. Silveira. 1988. **Zoneamento ecológico para plantios florestais no estado de Santa Catarina**. Embrapa-CNPF. (Embrapa-CNPF. Documentos, 21).
Carroll, R.; C. Augspurger; A. Dobson; J. Franklin; G. Orians; W. Reid; R. Tracy; D. Wilcove & J. Wilson. 1996. Strengthening the use of science in achieving the goals of the Endangered Species Act: an assessment by the Ecological Society of America. **Ecological Applications 6**(1): 1-11.
Carroll, R.L. 2000. Towards a new evolutionary synthesis. **Trends in Ecology & Evolution 15**(1): 27-32.
Caruso, M.M.L. 1992. Mapa da cobertura vegetal do planalto de Santa Catarina através da interpretação de imagens TM-Landsat 5. **Geosul 7**(14): 79-100.
Casari, M.B. 1982. Espécies de *Anthurium* (Araceae) raras ou ameaçadas no estado do Rio de Janeiro. **Cadernos FFEMA, Série Trabalhos Técnicos** (1/82): 17-27.
Cassidy, K.M.; C.E. Grue; M.R. Smith; R.E. Johnson; K.M. Dornich; K.R. McAllister; P.W. Mattocks Jr.; J.E. Cassidy & K.B. Aubry. 2001. Using current protection status to assess conservation priorities. **Biological Conservation 97**(1): 1-20.
Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. **Journal of Animal Ecology 63**: 215-44.
Cavelier, J.; M. Jaramillo; D. Solis & D. León. 1997. Water balance and nutrient inputs in bulk precipitation in tropical montane cloud forest in Panama. **Journal of Hydrology 193**(1-4): 83-96.
Cavelier, J.; T.M. Aide; C. Santos; A.M. Eusse & J.M. Dupuy. 1998. The savannization of moist forests in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Journal of Biogeography 25**(5): 901-12.
Ceballos, G.; P. Rodríguez & R.A. Medellín. 1998. Assessing conservation priorities in megadiverse Mexico: mammalian diversity, endemicity, and endangerment. **Ecological Applications 8**(1): 8-17.
Chaloner, W.G. & A. Hallam eds. 1989. Evolution and extinction. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Biological Sciences 325**(1228): 239-488.
Channell, R. & M.V. Lomolino. 2000a. Dynamic biogeography and conservation of endangered species. **Nature 403**(6765): 84-6.
Channell, R. & M.V. Lomolino. 2000b. Trajectories to extinction: spatial dynamics of the contraction of geographical ranges. **Journal of Biogeography 27**(1): 169-79.
Chapin III, F.S.; E.S. Zavaleta; V.T. Eviner; R.L. Naylor; P.M. Vitousek; H.L. Reynolds; D.U. Hooper; S. Lavorel; O.E. Sala; S.E. Hobbie; M.C. Mack & S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. **Nature 405**(6783): 234-42.
Chapin III, F.S.; O.E. Sala & E. Huber-Sannwald eds. 2001. **Global biodiversity in a changing world**. Springer-Verlag. (Ecological Studies, 152).
Chapin III, F.S.; O.E. Sala; I.C. Burke; J.P. Grime; D.U. Hooper; W.K. Lauenroth; A. Lombard; H.A. Mooney; A.R. Mosier; S. Naeem; S.W. Pacala; J. Roy; W.L. Steffen & D. Tilman. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity. **BioScience 48**(1): 45-52.
Chiarello, A.G. 2000a. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia 60**(2): 237-47.
Chiarello, A.G. 2000b. Influência da caça ilegal sobre mamíferos e aves das matas de tabuleiro do norte do estado do Espírito Santo. **Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão (nova série, 11/12)**: 229-47.
Chiarello, A.G. 2000c. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology 14**(6): 1649-57.
Chicchón, A. 2000. Conservation theory meets practice. **Conservation Biology 14**(5): 1368-9.
Chittibabu, C.V. & N. Parthasarathy. 2000. Attenuated tree species diversity in human-impacted tropical evergreen forest sites at Kolli hills, Eastern Ghats, India. **Biodiversity and Conservation 9**(11): 1493-1519.
Christensen, N.L. 1985. Shrubland fire regimes and their evolutionary consequences. **In** S.T.A. Pickett & P.S. White eds., **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. Academic Press. p.86-100.
Christensen Jr., N.L. 1997. Managing for heterogeneity and complexity on dynamic landscapes. **In** S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.E. Likens eds., **The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, biodiversity**. Chapman & Hall. p.167-86.
Christensen Jr., N.L.; A.M. Bartuska; J.H. Brown; S. Carpenter; C. D'Antonio; R. Francis; J.F. Franklin; J.A. MacMahon; R.F. Noss; D.J. Parsons; C.H. Peterson; M.G. Turner & R.G. Woodmansee. 1996. The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. **Ecological Applications 6**: 665-91.
Cipollini, D. 1998. Induced defenses and phenotypic plasticity. **Trends in Ecology & Evolution 13**(5): 200.
Clark, D.B. 1996. Abolishing virginity. **Journal of Tropical Ecology 12**(5): 735-9.
Clark, J.A.; J.M. Hoekstra; P.D. Boersma & P. Kareiva. 2002. Improving U.S. Endangered Species Act recovery plans: key findings and recommendations of the SCB recovery plan project. **Conservation Biology 16**(6): 1510-9.
Clark, J.S.; B. Beckage; P. Camill; B. Cleveland; J. HilleRisLambers; J. Lichter; J. McLachlan; J. Mohan & P. Wyckoff. 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany 86**(1): 1-16.

Clarke, G.P. 2001. The Lindi local centre of endemism in SE Tanzania. **Systematics and Geography of Plants 71**(2): 1063-72.
Clarke, P.J. & K.J.E. Knox. 2002. Post-fire response of shrubs in the tablelands of eastern Australia: do existing models explain habitat differences? **Australian Journal of Botany 50**(1): 53-62.
Clarke, P.J.; R.A. Kerrigan & C.J. Westphal. 2001. Dispersal potential and early growth in 14 tropical mangroves: do early life history traits correlate with patterns of adult distribution? **Journal of Ecology 89**(4): 648-59.
Clevenger, A.P.; B. Chruszcz & K.E. Gunson. 2003. Spatial patterns and factors influencing small vertebrate fauna road-kill aggregations. **Biological Conservation 109**(1): 15-26.
Coates, D.J. 2000. Defining conservation units in a rich and fragmented flora: implications for the management of genetic resources and evolutionary processes in south-west Australian plants. **Australian Journal of Botany 48**(3): 329-39.
Coates, D.J. & K.A. Atkins. 2001. Priority setting and the conservation of Western Australia's diverse and highly endemic flora. **Biological Conservation 97**(2): 251-63.
Coates, D.J. & S.D. Hopper. 2000. Preface. **Australian Journal of Botany 48**(3): i-iii.
Coates, D.J.; S.D. Hopper & S.L. Farrer eds. 2000. Genetics and conservation of Australian flora. **Australian Journal of Botany 48**(3): 287-416.
Cochrane, M.A. 2000. O significado das queimadas na Amazônia. **Ciência Hoje 27**(157): 26-31.
Cochrane, M.A. 2001. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology 15**(6): 1515-21.
Cochrane, M.A.; A. Alencar; M.D. Schulze; C.M. Souza Jr.; D.C. Nepstad; P. Lefebvre & E.A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. **Science 284**(5421): 1832-5.
Cochrane, M.A. & M.D. Schulze. 1998. Forest fires in the Brazilian Amazon. **Conservation Biology 12**(5): 948-50.
Cochrane, M.A. & M.D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica 31**(1): 2-16.
Cochrane, M.A. & W.F. Laurance. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology 18**(3): 311-25.
Coelho, G.C. 2000. A floresta nativa do Noroeste do RS – questões relevantes para a conservação. **Caderno de Pesquisa Série Botânica 12**(1): 17-44.
Coelho, R.A.K. & T.T. Castellani. 1998. Regeneração de espécies nativas em área de plantio de *Pinus elliottii*, Florianópolis, SC. **Biotemas 11**(1): 33-44.
Cole, D.N. & P.B. Landres. 1996. Threats to wilderness ecosystems: impacts and research needs. **Ecological Applications 6**(1): 168-84.
Coleman, J.S.; K.D.M. McConnaughay & D.D. Ackerly. 1994. Interpreting phenotypic variation in plants. **Trends in Ecology & Evolution 9**(5): 187-91.
Collinge, S.K. 2001. Introduction. Spatial ecology and biological conservation. **Biological Conservation 100**(1): 1-2.
Comes, H.P. & J.W. Kadereit. 1998. The effect of Quaternary climatic changes on plant distribution and evolution. **Trends in Plant Science 3**(11): 432-8.
Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. 1994. **Categorias de las Listas Rojas de la UICN**. UICN.
Condit, R.; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 1996. Changes in tree species abundance in a neotropical forest: impact of climate change. **Journal of Tropical Ecology 12**(2): 231-56.
Constance, L. 1964. Systematic botany – an unending synthesis. **Taxon 13**(8): 257-73.
Constantino, R. & C.R.F. 2001. Taxonomia e sistemática: estudando a diversidade biológica do planeta. **Humanidades** (48): 41-53.
Coops, N.C. & P.C. Catling. 2000. Estimating forest habitat complexity in relation to time since fire. **Austral Ecology 25**(4): 344-51.
Coppolillo, P.B. 2000. The landscape ecology of pastoral herding: spatial analysis of land use and livestock production in East Africa. **Human Ecology 28**(4): 527-60.
Corbet, S.A. 2000. Conserving compartments in pollination webs. **Conservation Biology 14**(5): 1229-31.
Corlett, R.T. & I.M. Turner. 1997. Long-term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.333-45.
Côrte, D.A.A. 2000. Projeto Corredores Ecológicos: uma idéia inovadora. **Anais do V Simpósio de ecossistemas brasileiros: conservação**. Aciesp. v.1, p. 214-20. (Publicação Aciesp, 109-I).
Costa, F.A.P.L. 2001. 'Mortos-vivos' na paisagem tropical. **Ciência Hoje 29**(172): 58-9.
Cotterill, F.P.D. 1995. Systematics, biological knowledge and environmental conservation. **Biodiversity and Conservation 4**(2): 183-205.
Coulson, T.; G.M. Mace; E. Hudson & H. Possingham. 2001. The use and abuse of population viability analysis. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 219-21.
Coutinho, L.M. 1992. Alguns impactos das queimadas em ecossistemas de cerrado. **In** A. Souza coord., **Workshop "Queimadas no Centro-Oeste"**. UFMS. p.29-33.
Couto, E.A. & J.F. Candido. 1995. **Incêndios florestais**. Imprensa Universitária da UFV.
Couvet, D. 2002. Deleterious effects of restricted gene flow in fragmented populations. **Conservation Biology 16**(2): 369-76.
Cowling, R.M. & C. Hilton-Taylor. 1994. Patterns of plant diversity and endemism in southern Africa: an overview. **Strelitzia 1**: 31-52.

Cowling, R.M.; E.T.F. Witkowski; A.V. Milewski & K.R. Newbey. 1994. Taxonomic, edaphic and biological aspects of narrow plant endemism on matched sites in mediterranean South Africa and Australia. **Journal of Biogeography 21**(6): 651-64.

Cowling, R.M. & M.J. Samways. 1995a. Endemism and biodiversity. **In** V.H. Heywood ed., **Global biodiversity assessment**. UNEP & Cambridge University Press. p.174-91.

Cowling, R.M. & M.J. Samways. 1995b. Predicting global patterns of endemic plant species richness. **Biodiversity Letters 2**(5): 127-31.

Cowling, R.M. & P.M. Holmes. 1992. Endemism and speciation in a lowland flora from the Cape Floristic Region. **Biological Journal of the Linnean Society 47**: 367-83.

Cowling, R.M. & R.L. Pressey. 2001. Rapid plant diversification: planning for an evolutionary future. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5452-7.

Cox, P.A. 1991. Abiotic pollination: an evolutionary escape for animal-pollinated angiosperms. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, series B, 333**: 217-24.

Cox, P.A. & T. Elmqvist. 2000. Pollinator extinction in the Pacific Islands. **Conservation Biology 14**(5): 1237-9.

Cracraft, J. 1989. Speciation and its ontology: the empirical consequences of alternative species concepts for understanding patterns and processes of differentiation. **In** D. Otte & J.A. Endler eds., **Speciation and its consequences**. Sinauer. p.28-59.

Craig, J.; S. Anderson; M. Clout; B. Creese; N. Mitchell; J. Ogden; M. Roberts & G. Ussher. 2000. Conservation issues in New Zealand. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 61-78.

Cramer, W. ed. 2001. Fire ecology, Mediterranean forests and global change. **Forest Ecology and Management 147**(1): 1-97.

Crandall, K.A.; O.R.P. Bininda-Emonds; G.M. Mace & R.K. Wayne. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. **Trends in Ecology & Evolution 15**(7): 290-5.

Crawley, M.J. & J.E. Harral. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. **Science 291**(5505): 864-8.

Crisp, M.D.; S. Laffan; H.P. Linder & A. Monro. 2001. Endemism in the Australian flora. **Journal of Biogeography 28**(2): 183-98.

Crome, F.H.J. 1997. Researching tropical forest fragmentation: shall we keep on doing what we're doing? **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.485-501.

Cronk, Q.C.B. & J.L. Fuller. 1995. **Plant invaders**. Chapman & Hall.

Cronquist, A. 1988. **The evolution and classification of flowering plants**. 2ed. New York Botanical Garden.

Crosby, A.W. 1993. **Imperialismo ecológico. A expansão biológica da Europa: 900-1900**. Companhia das Letras.

Cuarón, A.D. 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. **Conservation Biology 14**(6): 1574-9.

Cullen Jr., L.; R.E. Bodmer & C.V. Pádua. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. **Biological Conservation 95**(1): 49-56.

Culley, T.M.; S.G. Weller & A.K. Sakai. 2002. The evolution of wind pollination in angiosperms. **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 361-9. [ver correção em **17**(10):491, 2002]

Curran, L.M.; I. Caniago; G.D. Paoli; D. Astianti; M. Kusneti; M. Leighton; C.E. Nirarita & H. Haeruman. 1999. Impact of El Niño and logging on canopy tree recruitment in Borneo. **Science 286**(5447): 184-8.

Czech, B. & P.R. Krausman. 1997. Distribution and causation of species endangerment in the United States. **Science 277**: 1116-7.

Daehler, C.C. 1998. The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. **Biological Conservation 84**(2): 167-80.

Dai, X. 2000. Impact of cattle dung deposition on the distribution pattern of plant species in an alvar limestone grassland. **Journal of Vegetation Science 11**(5): 715-24.

Dalgaard, V. 1994. Checklist of chromosome numbers counted in Madeiran flowering plants, with notes on polyploidy, life form, endemism and evolution. **Nordic Journal of Botany 14**(3): 241-55.

Daniels, R.J.R. & M. Jayanthi. 1996. Biology and conservation of endangered plants: the need to study breeding systems. **Tropical Ecology 37**(1): 39-42.

Daniels, R.J.R.; N.A. Kumar & M. Jayanthi. 1995. Endemic, rare and threatened flowering plants of South India. **Current Science 68**(5): 493-5. [sobre este artigo, ver comentário em Current Science 68(11):1083-4, 1995].

D'Antona, Á.O. 1994. **Brasis: viajando pelos parques nacionais**. Mercado de Letras.

D'Antonio, C.M.; J.T. Tunison & R.K. Loh. 2000. Variation in the impact of exotic grasses on native plant composition in relation to fire across an elevation gradient in Hawaii. **Austral Ecology 25**(5): 507-22.

D'Antonio, C.M. & S. Kark. 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 202-4.

Daubenmire, R. 1968. Ecology of fire in grasslands. **Advances in Ecological Research 5**: 209-66.

Davenport, L & M. Rao. 2002. A história da proteção: paradoxos do passado e desafios do futuro. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.52-73.

Davenport, L.; W.Y. Brockelman; P.C. Wright; K. Ruf & F.B. Rubio Del Valle. 2002. Ferramentas de ecoturismo para parques. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.305-33.

Davies, K.F.; C.R. Margules & J.F. Lawrence. 2000. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? **Ecology 81**(5): 1450-61.

Davis, M.B. 1990. Climatic change and the survival of forest species. **In** G.M. Woodwell ed., **The Earth in transition. Patterns and processes of biotic impoverishment**. Cambridge University Press. p.99-110.

Davis, S.D.; V.H. Heywood; O. Herrera-MacBryde; J. Villa-Lobos & A.C. Hamilton eds. 1997. **Centres of plant diversity. A guide and strategy for their conservation. Volume 3. The Americas**. WWF & IUCN.

Dawson, T.E. 1998. Fog in the California redwood forest: ecosystem inputs and use by plants. **Oecologia 117**(4): 476-85.

Dean, W. 1996. **A ferro e fogo. A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. Companhia das Letras.

Debat, V. & P. David. 2001. Mapping phenotypes: canalization, plasticity and developmental stability. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 555-61.

Debinski, D.M. & R.D. Holt. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology 14**(2): 342-55.

Debussche, M.; G. Debussche & J. Lepart. 2001. Changes in the vegetation of *Quercus pubescens* woodland after cessation of coppicing and grazing. **Journal of Vegetation Science 12**(1): 81-92.

Delgadillo M., C. 1994. Endemism in the Neotropical moss flora. **Biotropica 26**(1): 12-6.

de Lima, M.G.; L.A. Jacomo; C. Pinheiro-Machado; D. Faria; J.E. Baumgarten; L.C. Baumgarten; L. Silveira & M.B. Ramos-Neto. 2001. Corredores de biodiversidade no Brasil: conceitos, realidade e desafios. Grupo de Estudos de Corredores de Biodiversidade. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.341.

DeLong, S.C. & W.B. Kessler. 2000. Ecological characteristics of mature forest remnants left by wildfire. **Forest Ecology and Management 131**(1-3): 93-106.

Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. **Botanical Review 67**(2): 121-40.

Denison, R.F. 2001. Ecologists and molecular biologists find common ground in the rhizosphere. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 535-6.

Dennis, B.; P.L. Munholland & J.M. Scott. 1991. Estimation of growth and extinction parameters for endangered species. **Ecological Monographs 61**(2): 115-43.

Denslow, J.S. 1996. Functional group diversity and responses to disturbance. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.127-51. (Ecological Studies, 122).

de Waal, F. 2001. **The ape and the Sushi Master. Cultural reflections of a primatologist**. Basic Books.

DeWitt, T.J.; A. Sih & D.S. Wilson. 1998. Costs and limits of phenotypic plasticity. **Trends in Ecology & Evolution 13**(2): 77-81.

Diamond, J. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation 7**: 129-46.

Diamond, J. 2000. Blitzkrieg against the moas. **Science 287**(5461): 2170-1.

Diamond, J. 2001. **Armas, germes e aço. Os destinos das sociedades humanas**. 2ed. Ed. Record.

Dias, B.F.S. coord. 1998. **Primeiro relatório nacional para a Convenção sobre a diversidade biológica. Brasil**. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.

Dias, B.F.S. 2001. Demandas governamentais para o monitoramento da diversidade biológica brasileira. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.17-28.

Dias, B.F.S.; I. Garay; C. Campanhola; P. Kageyama; T. Younés; T. Lewinsohn ["Lewinshon"]; H.N. Seuánez; C. Joly ["Filho"]; R. Cerqueira; I. Câmara & F. Barbosa coords. 2001. Avaliação, monitoramento e indicadores da diversidade biológica: perspectivas metodológicas para ecossistemas tropicais. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.412-22.

Dias, P.C. 1996. Sources and sinks in population biology. **Trends in Ecology & Evolution 11**(8): 326-30.

Díaz, S.; I. Noy-Meir & M. Cabido. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? **Journal of Applied Ecology 38**(3): 497-508.

Díaz, S. & M. Cabido. 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution 16**(11): 646-55.

di Castri, F.; A.J. Hansen & M. Debussche eds. 1990. Biological invasions in Europe and the Mediterranean Basin. **Monographiae Biologicae 65**: 1-463.

Dick, C.W. 2001. Genetic rescue of remnant tropical trees by an alien pollinator. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 268**(1483): 2391-6.

Didham, R.K. & J.H. Lawton. 1999. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica 31**(1): 17-30.

Diegues, A.C. org. 2000a. **Etnoconservação. Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. Hucitec.

Diegues, A.C. 2000b. Etnoconservação da natureza: enfoques alternativos. **In** A.C. Diegues org., **Etnoconservação. Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. Hucitec. p.1-46.

Diegues, A.C. 2000c. Saberes tradicionais e etnoconservação. **In** A.C. Diegues & V.M. Viana orgs., **Comunidades tradicionais e manejo dos recursos naturais da Mata Atlântica**. Nupaub & Lastrop. p.9-22.

Diegues, A.C.S. 1996. **O mito moderno da natureza intocada**. Hucitec.

Dimmick, W.W.; M.J. Ghedotti; M.J. Grose; A.M. Maglia; D.J. Meinhardt & D.S. Pennock. 1999. The importance of systematic biology in defining units of conservation. **Conservation Biology 13**(3): 653-60.

Dinerstein, E.; D.M. Olson; D.J. Graham; A.L. Webster; S.A. Primm; M.P. Bookbinder & G. Ledec. 1995. **A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean**. The World Bank & WWF.

Dines, M. 1997. Turismo em parques: análise e perspectivas para o ecoturismo no Núcleo Santa Virgínia – Parque Estadual da Serra do Mar – São Paulo. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.2, p.307-19.

Dislich, R.; L. Cersosimo & W. Mantovani. 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano - SP. **Revista Brasileira de Botânica 24**(3): 321-32.

Dislich, R. & V.R. Pivello. 2002. Tree structure and species composition changes in an urban tropical forest fragment (São Paulo, Brazil) during a five-year interval. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 20**: 1-12.

Doak, D.F. & L.S. Mills. 1994. A useful role for theory in conservation. **Ecology 75**(3): 615-26.

Dobson, A.P.; G.M. Mace; J. Poole & R.A. Brett. 1992. Conservation biology: the ecology and genetics of endangered species. **In** R.J. Berry, T.J. Crawford & G.M. Hewitt eds., **Genes in ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.405-30.

Dobson, A.P.; A.D. Bradshaw & A.J.M. Baker. 1997a. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science 277**(5325): 515-22.

Dobson, A.P.; J.P. Rodriguez; W.M. Roberts & D.S. Wilcove. 1997b. Geographic distribution of endangered species in the United States. **Science 275**(5299): 550-3.

Dobson, A.P.; J.P. Rodriguez; W.M. Roberts & D.S. Wilcove. 1997c. Distribution and causation of species endangerment in the United States. **Science 277**: 1117.

Dodd, M.E.; J. Silvertown & M.W. Chase. 1999. Phylogenetic analysis of trait evolution and species diversity variation among angiosperm families. **Evolution 53**(3): 732-44.

Domínguez, C.A. 1995. Genetic conflicts of interest in plants. **Trends in Ecology & Evolution 10**(10): 412-6.

Domínguez Lozano, F.; D. Galicia Herbada; L. Moreno Rivero; J.C. Moreno Saiz & H. Sainz Ollero. 1996. Threatened plants in peninsular and Balearic Spain: a report based on the EU Habitats Directive. **Biological Conservation 76**(2): 123-33.

Doremus, H. & J.E. Pagel. 2001. Why listing may be forever: perspectives on delisting under the U.S. Endangered Species Act. **Conservation Biology 15**(5): 1258-68.

Dorst, J. 1973. **Antes que a natureza morra**. Ed. Edgard Blücher & Ed. da USP.

Doumenge, C.; D. Gilmour; M.R. Pérez & J. Blockhus. 1995. Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.24-37. (Ecological Studies, 110).

Dourojeanni, M.J. 1997. Áreas protegidas: problemas antiguos y nuevos, nuevos rumbos. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.69-109.

Dourojeanni, M.J. 2001. Áreas protegidas de América Latina en los albores del siglo XXI. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.42-107.

Dourojeanni, M.J. 2002. Vontade política para estabelecer e manejar parques. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.347-62.

Dourojeanni, M.J. & M.T. Jorge Pádua. 2001. **Biodiversidade. A hora decisiva**. Ed. da UFPR.

Doust, L.L. & J.L. Doust. 1995. Wetland management and conservation of rare species. **Canadian Journal of Botany 73**(7): 1019-28.

Drury, W.H. 1980. Rare species of plants. **Rhodora 82**(829): 3-48.

Dufty Jr., A.M.; J. Clobert & A.P. Møller. 2002. Hormones, developmental plasticity and adaptation. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 190-6. [em animais]

Dukes, J.S. & H.A. Mooney. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? **Trends in Ecology & Evolution 14**(4): 135-9.

Duncan, R.P. & J.R. Young. 2000. Determinants of plant extinction and rarity 145 years after European settlement of Auckland, New Zealand. **Ecology 81**(11): 3048-61.

Dunning, J.B.; B.J. Danielson & H.R. Pulliam. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos 65**(1): 169-75.

Dupré, J. 2001. In defence of classification. **Studies in History and Philosophy of Biological and Biomedical Sciences 32**(2): 203-19.

Durrell, L. 1988. **Gaia. El futuro del Arca**. Hermann Blume.

Easter-Pilcher, A. 1996. Implementing the Endangered Species Act. **BioScience 46**(5): 355-63.

Edwards, W. & M. Westoby. 2000. Families with highest proportions of rare species are not consistent between floras. **Journal of Biogeography 27**(3): 733-40.

Eggers, L. & M.L. Porto. 1994. Ação do fogo em uma comunidade campestre secundária, analisada em bases fitossociológicas. **Boletim do Instituto de Biociências da UFRGS** (53): 1-81.

Ehrenfeld, D. 1992. **A arrogância do humanismo**. Ed. Campus.

Ehrenfeld, D. 1993. The making of *Conservation Biology*. **Conservation Biology 7**(4): 743-5.

Ehrlich, P.R. 1964. Some axioms of taxonomy. **Systematic Zoology 13**: 109-23.

Ehrlich, P.R. 2000. **Human natures: genes, cultures, and the human prospect**. Island Press.

Ehrlich, P.R. 2001a. La sistemática y la conservación de la biodiversidad. **In** H.M. Hernández, A.N. García Aldrete, F. Álvarez & M. Ulloa comps., **Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad**. Instituto de Biología/UNAM & Fondo de Cultura Económica. p.381-400.

Ehrlich, P.R. 2001b. Intervening in evolution: ethics and actions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5477-80.
Ehrlich, P.R. 2002. Human natures, nature conservation, and environmental ethics. **BioScience 52**(1): 31-43.
Eldredge, N. 1989. **Macroevolutionary dynamics. Species, niches, and adaptive peaks**. McGraw-Hill.
Ellis, L.M. 2001. Short-term response of woody plants to fire in a Rio Grande riparian forest, Central New Mexico, USA. **Biological Conservation 97**(2): 159-70.
Ellstrand, N.C. 1992. Gene flow by pollen: implications for plant conservation genetics. **Oikos 63**(1): 77-86.
Ellstrand, N.C. & D.R. Elam. 1993. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. **Annual Review of Ecology and Systematics 24**: 217-42.
Ellstrand, N.C. & K.A. Schierenbeck. 2000. Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(13): 7043-50.
Ellstrand, N.C.; R. Whitkus & L.H. Rieseberg. 1996. Distribution of spontaneous plant hybrids. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 93**(10): 5090-3.
Elofsson, M. & L. Gustafsson. 2000. Uncommon vascular plant species in an East-Central Swedish forest area - a comparison between young and old stands. **Nordic Journal of Botany 20**(1): 51-60.
Enserink, M. 1999. Biological invaders sweep in. **Science 285**(5435): 1834-6.
Erickson, J. 1991. **Dying planet. The extinction of species**. TAB Books.
Eriksson, O. 1996. Regional dynamics of plants: a review of evidence for remnant, source-sink and metapopulations. **Oikos 77**(2): 248-58.
Eriksson, O. 2000a. Seed dispersal and colonization ability of plants – assessment and implications for conservation. **Folia Geobotanica 35**(2): 115-23.
Eriksson, O. 2000b. Functional roles of remnant plant populations in communities and ecosystems. **Global Ecology and Biogeography 9**(6): 443-9.
Ertter, B. 2000a. Floristic surprises in North America north of Mexico. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 81-109.
Ertter, B. 2000b. Our undiscovered heritage: past and future prospects for species-level botanical inventory. **Madroño 47**(4): 237-52.
Erwin, D.H. 2001. Lessons from the past: biotic recoveries from mass extinctions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5399-403.
Erwin, T.H. 1991. An evolutionary basis for conservation strategies. **Science 253**: 750-2.
Ettema, C.H. & D.A. Wardle. 2002. Spatial soil ecology. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 177-83.
Eva, H. & E.F. Lambin. 2000. Fires and land-cover change in the tropics: a remote sensing analysis at the landscape scale. **Journal of Biogeography 27**(3): 765-76.
Evangelista, A.R.; M.M. Carvalho & N. Curi. 1993. Uso do fogo em pastagens. **In** V. Favoretto, L.R.A. Rodrigues & R.A. Reis eds., **2° Simpósio sobre ecossistema de pastagens**. Funep. p.62-99.
Ewel, J. 1980. Tropical succession: manifold routes to maturity. **Biotropica 12**(2,suppl.): 2-7.
Ewel, J. 1983. Succession. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.217-23. (Ecosystems of the world, 14A).
Ewel, J.J. & S.W. Bigelow. 1996. Plant life-forms and tropical ecosystem function. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.101-26. (Ecological Studies, 122).

Faegri, K. & L. van der Pijl. 1979. **The principles of pollination ecology**. 3ed. Pergamon Press.
Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? **Biological Conservation 100**(1): 65-74.
Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. **Ecological Applications 12**(2): 346-53.
Fahrig, L. & G. Merriam. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. **Ecology 66**(6): 1762-8.
Fahrig, L. & G. Merriam. 1994. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology 8**(1): 50-9.
Falk, D.A. & P. Olwell. 1992. Scientific and policy considerations in restoration and reintroduction of endangered species. **Rhodora 94**(879): 287-315.
Falkenberg, D.B. 1988. ***Oenothera* L. (Onagraceae) do Rio Grande do Sul, Brasil – um estudo taxonômico**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Botânica da UFRGS.
Falkenberg, D.B. 1997. **Flora das matinhas nebulares e da vegetação rupícola dos Aparados da Serra Geral catarinense**. Trabalho apresentado para progressão a professor adjunto, CCB/UFSC.
Falkenberg, D.B. 1999. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **Insula** (28): 1-30.
Falkenberg, D.B. & J.C. Voltolini. 1995. The montane cloud forest in southern Brazil. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.138-49. (Ecological Studies, 110).
Faria, H.H. & H.D. Lutgens. 1997. Estudo da capacidade de carga turística de uma área de recreação da Estação Experimental e Ecológica de Itirapina, São Paulo. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.2, p.320-32.
Fearnside, P.M.; P.M.L.A. Graça & F.J.A. Rodrigues. 2001. Burning of Amazonian rainforests: burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. **Forest Ecology and Management 146**(1-3): 115-28.
Fearnside, P.M.; P.M.L.A. Graça; N. Leal Filho; F.J.A. Rodrigues & J.M. Robinson. 1999. Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: measurement of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Pará. **Forest Ecology and Management 123**(1): 65-79.

Fedoroff, N.V. & J.E. Cohen. 1999. Plants and population: is there time? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 96**(11): 5903-7.

Felton, G.W. & K.L. Korth. 2000. Trade-offs between pathogen and herbivore resistance. **Current Opinion in Plant Biology 3**(4): 309-14.

Ferguson, J.W.H. 2002. On the use of genetic divergence for identifying species. **Biological Journal of the Linnean Society 75**(4): 509-16.

Fernandes, M.L.B. 1997. Unidades de conservação do Domínio do Mata Atlântica. **In** A.R. Lima & J.P.R. Capobianco orgs., **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**. Instituto Socioambiental. p.19-49. (Documentos do ISA, 4).

Fernandez, F.A.S. 1997. Efeitos da fragmentação de ecossistemas: a situação das Unidades de Conservação. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.48-68.

Fernandez, F.A.S. 2000. **O poema imperfeito. Crônicas de biologia, conservação da natureza, e seus grandes heróis**. Ed. da UFPR.

Ferraro, P.J. & A. Kiss. 2002. Direct payments to conserve biodiversity. **Science 298**(5599): 1718-9.

Ferraz, S.F.B. & C.A. Vettorazzi. 1998. Mapeamento de risco de incêndios florestais por meio de sistema de informações geográficas (SIG). **Scientia Forestalis** (53): 39-48.

Ferreira, T.C. & J.L.P. Resende. 2000. O Brasil das queimadas. **Revista Silvicultura** (83): 28-31.

Fiedler, P.L. 1986. Concepts of rarity in vascular plant species, with special reference to the genus *Calochortus* Pursh (Liliaceae). **Taxon 35**(3): 502-18.

Fiedler, P.L. & J.J. Ahouse. 1992. Hierarchies of cause: toward an understanding of rarity in vascular plant species. **In** P.L. Fiedler & S.K. Jain eds., **Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management**. Chapman and Hall. p.23-47.

Fiedler, P.L. & S.K. Jain eds. 1992. **Conservation biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management**. Chapman and Hall.

Finegan, B. 1996. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. **Trends in Ecology & Evolution 11**(3): 119-24.

Fischer, J. & D.B. Lindenmayer. 2002. Small patches can be valuable for biodiversity conservation: two case studies on birds in southeastern Australia. **Biological Conservation 106**(1): 129-36.

Fischer, M. 2001. Landscape dynamics can accelerate metapopulation extinction. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 225-6.

Fjeldsa, J. 1995. Geographical patterns of neoendemic and older relict species of Andean forest birds: the significance of ecologically stable areas. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.89-102.

Flather, C.H.; M.S. Knowles & I.A. Kendall. 1998. Threatened and endangered species geography. **BioScience 48**(5): 365-76.

Fleishman, E. 2000. Monitoring the response of butterfly communities to prescribed fire. **Environmental Management 26**(6): 685-95.

Fletcher, J.D.; L.A. Shipley; W.J. McShea & D.L. Shumway. 2001. Wildlife herbivory and rare plants: the effects of white-tailed deer, rodents, and insects on growth and survival of Turk's cap lily. **Biological Conservation 101**(2): 229-38.

Foin, T.C.; S.P.D. Riley; A.L. Pawley; D.R. Ayres; T.M. Carlsen; P.J. Hodum & P.V. Switzer. 1998. Improving recovery planning for threatened and endangered species. **BioScience 48**(3): 177-84.

Foley. R. 1993. **Apenas mais uma espécie única. Padrões da ecologia evolutiva humana**. Ed. da USP.

Fonseca, G.A.B. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation 34**(1): 17-34.

Fonseca, G.A.B.; L.P.S. Pinto & A.B. Rylands. 1997. Biodiversidade e unidades de conservação. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.262-85.

Forman, R.T.T. & L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. **Annual Review of Ecology and Systematics 29**: 207-31.

Foster, B.L. & D. Tilman. 2000. Dynamic and static views of succession: testing the descriptive power of the chronosequence approach. **Plant Ecology 146**(1): 1-10.

Foster, P. 2001. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth-Science Reviews 55**(1-2): 73-106.

Fox, B.J.; J.E. Taylor; M.D. Fox & C. Williams. 1997. Vegetation changes across edges of rainforest remnants. **Biological Conservation 82**(1): 1-13.

Fowler, H.G.; L.F.T. di Romagnano & A.M.D. Aguiar. 1991. A teoria de biogeografia de ilhas e a preservação: um paradigma que atrapalha? **Revista de Geografia 10**: 39-49.

Frak, E. & J.-F. Ponge. 2002. The influence of altitude on the distribution of subterranean organs and humus components in *Vaccinium myrtillus* carpets. **Journal of Vegetation Science 13**(1): 17-26.

Frankel, O.H.; A.H.D. Brown & J.J. Burdon. 1995. **The conservation of plant biodiversity**. Cambridge University Press.

Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? **Ecological Applications 3**(2): 202-5.

Fraser, D.J. & L. Bernatchez. 2001. Adaptive evolutionary conservation: towards a unified concept for defining conservation units. **Molecular Ecology 10**(12): 2741-52.

Fraver, S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. **Conservation Biology 8**: 822-32.

Fredericksen, N.J. & T.S. Fredericksen. 2002. Terrestrial wildlife responses to logging and fire in a Bolivian tropical humid forest. **Biodiversity and Conservation 11**(1): 27-38.

Freemark, K.E.; C. Boutin & C.J. Keddy. 2002. Importance of farmland habitats for conservation of plant species. **Conservation Biology 16**(2): 399-412.

Freitas, H.A.; L.C.R. Pessenda; R. Aravena; S.E.M. Gouveia; A.S. Ribeiro & R. Boulet. 2001. Late Quaternary vegetation dynamics in the southern Amazon basin inferred from carbon isotopes in soil organic matter. **Quaternary Research 55**(1): 39-46.

Fuentes, M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 487-8.

Fundação SOS Mata Atlântica. 1992. **Dossiê Mata Atlântica 1992**. Fundação SOS Mata Atlântica.

Futuyma, D.J. 1998. Wherefore and whither the naturalist? **American Naturalist 151**(1): 1-6.

Futuyma, D.J. & G. Moreno. 1988. The evolution of ecological specialization. **Annual Review of Ecology and Systematics 19**: 207-34.

Fuzeto, A.P. & C. Lomônaco. 2000. Potencial plástico de *Cabralea canjerana* subsp. *polytricha* (Adr. Jussieu) Penn. (Meliaceae) e seu papel na formação de ecótipos em áreas de cerrado e vereda, Uberlândia, MG. **Revista Brasileira de Botânica 23**(2): 169-76.

Galetti, M. 2001a. The future of the Atlantic forest. **Conservation Biology 15**(1): 4-5.

Galetti, M. 2001b. Indians within conservation units: lessons from the Atlantic forest. **Conservation Biology 15**(3): 798-9.

Galindo-González, J.; S. Guevara & V.J. Sosa. 2000. Bat- and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. **Conservation Biology 14**(6): 1693-1703.

Gallet, S. & F. Roze. 2001. Resistance of Atlantic Heathlands to trampling in Brittany (France): influence of vegetation type, season and weather conditions. **Biological Conservation 97**(2): 189-98.

Garay, I. 2001. Avaliação do status da biodiversidade ao nível do ecossistema. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.399-411.

Garay, I. & A. Kindel. 2001. Diversidade funcional em fragmentos de Floresta Atlântica: valor indicador das formas de húmus florestais. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.350-68.

García-Ramos, G. & M. Kirkpatrick. 1997. Genetic models of adaptation and gene flow in peripheral populations. **Evolution 51**(1): 21-8.

Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 511-6.

Gärdenfors, U.; C. Hilton-Taylor; G.M. Mace & J.P. Rodríguez. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. **Conservation Biology 15**(5): 1206-12.

Gascon, C. 1996. O Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais: uma síntese de 15 anos de existência. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.60.

Gascon, C.; G.B. Williamson & G.A.B. Fonseca. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science 288**(5470): 1356-8.

Gascon, C. & J. Meyer. 1999. Sapos resistem na floresta fragmentada. **Ciência Hoje 26**(151): 65-8.

Gascon, C. & T.E. Lovejoy. 1998. Ecological impacts of forest fragmentation in central Amazonia. **Zoology 101**(4): 273-80.

Gascon, C.; T.E. Lovejoy; R.O. Bierregaard Jr.; J.R. Malcolm; P.C. Stouffer; H.L. Vasconcellos; W.F. Laurance; B. Zimmermann; M. Tocher & S. Borges. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation 91**(2-3): 223-9.

Gascon, C.; W.F. Laurance ["Laurence"] & T.E. Lovejoy. 2001. Fragmentação florestal e biodiversidade na Amazônia central. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.112-27.

Gaston, K.J. 1990. Patterns in the geographical ranges of species. **Biological Reviews 65**: 105-29.

Gaston, K.J. 1994. **Rarity**. Chapman & Hall.

Gaston, K.J. 1996. Species richness: measure and measurement. **In** K.J. Gaston ed., **Biodiversity. A biology of numbers and difference**. Blackwell Science. p.77-113.

Gaston, K.J. 1998. Species-range size distributions: products of speciation, extinction and transformation. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 353**(1366): 219-30.

Gaston, K.J. 2000a. A dialogue on coexistence. **Trends in Ecology & Evolution 15**(1): 40.

Gaston, K.J. 2000b. Global patterns in biodiversity. **Nature 405**(6783): 220-7.

Gaston, K.J. & J.H. Lawton. 1990. The population ecology of rare species. **Journal of Fish Biology 37**(Suppl. A): 97-104.

Gaston, K.J. & S.L. Chown. 1999. Geographic range size and speciation. **In** A.E. Magurran & R.M. May eds., **Evolution of biological diversity**. Oxford University Press. p.236-59.

Gatehouse, J.A. 2002. Plant resistance towards insect herbivores: a dynamic interaction. **New Phytologist 156**(2): 145-69.

Gatty, B. 1986. **A origem do ser vivo**. Martins Fontes Ed.

Gehlhausen, S.M.; M.W. Schwartz & C.K. Augspurger. 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology 147**(1): 21-35.

Gehring, C.A. & T.G. Whitham. 1994. Interactions between aboveground herbivores and the mycorrhizal mutualists of plants. **Trends in Ecology & Evolution 9**(7): 251-5.

Gentry, A.H. 1986. Endemism in tropical versus temperate plant communities. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.153-81.

Gentry, A.H. 1989. Speciation in tropical forests. **In** L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev eds., **Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press. p.113-34.

Gentry, A.H. 1992. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. **Oikos 63**(1): 19-28.

Gerlach Jr., J.D. 2001. Predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 545.

Gerwing, J.J. 2002. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management 157**(1-3): 131-41.
Ghazoul, J. 2002. Seed predators and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution 17**(7): 308.
Gibbs, J.P. 2001. Demography versus habitat fragmentation as determinants of genetic variation in wild populations. **Biological Conservation 100**(1): 15-20.
Gigon, A.; R. Langenauer; C. Meier & B. Nievergelt. 2000. Blue Lists of threatened species with stabilized or increasing abundance: a new instrument for conservation. **Conservation Biology 14**(2): 402-13.
Gilbert, F.; A. Gonzalez & I. Evans-Freke. 1998. Corridors maintain species richness in the fragmented landscapes of a microecosystem. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 265**(1396): 577-82.
Gilbert, F.S. 1980. The equilibrium theory of island biogeography: fact or fiction. **Journal of Biogeography 7**(3): 209-35.
Gill, A.M. 2001. Economically destructive fires and biodiversity conservation: an Australian perspective. **Conservation Biology 15**(6): 1558-60.
Gill, D.E. 1986. Individual plants as genetic mosaics: ecological organisms *versus* evolutionary individuals. **In** M.J. Crawley ed., **Plant ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.321-43.
Gilpin, M.E. & M.E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.19-34.
Gitzendanner, M.A. & P.S. Soltis. 2000. Patterns of genetic variation in rare and widespread plant congeners. **American Journal of Botany 87**(6): 783-92.
Giulietti, A.M.; J.R. Pirani; R. Mello-Silva & N.L. Menezes. s.d. **BIB-111 Morfologia de fanerógamas I**. Apostila do curso teórico, Departamento de Botânica da USP.
Giulietti, A.M.; R.M. Harley; L.P. Queiroz; M.G.L. Wanderley & J.R. Pirani. 2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.311-8.
Given, D.R. 1993. Changing aspects of endemism and endangerment in pteridophyta. **Journal of Biogeography 20**(3): 293-302.
Given, D.R. 1994. **Principles and practice of plant conservation**. Chapman & Hall.
Gleason, A.H. 1922. On the relation between species and area. **Ecology 3**: 158-62.
Goerck, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. **Conservation Biology 11**(1): 112-8.
Goff, F.G.; G.A. Dawson & J.J. Rochow. 1982. Site examination for threatened and endangered plant species. **Environmental Management 6**(4): 307-16.
Goldammer, J.G. 1999. Forests on fire. **Science 284**(5421): 1782-3.
Goldblatt, P. 1997. Floristic diversity in the Cape Flora of South Africa. **Biodiversity and Conservation 6**(3): 359-77.
Golding, J.S. & P.P. Smith. 2001. A 13-point flora strategy to meet conservation challenges. **Taxon 50**(2): 475-7.
Goldstein, P.Z. & R. DeSalle. 2000. Phylogenetic species, nested hierarchies, and character fixation. **Cladistics 16**(4): 364-84.
Goldstein, P.Z.; R. DeSalle; G. Amato & A.P. Vogler. 2000. Conservation genetics at the species boundary. **Conservation Biology 14**(1): 120-31.
Golley, F.B. 1983. Nutrient cycling and nutrient conservation. **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.137-56. (Ecosystems of the world, 14A).
Golley, F.B.; J.T. McGinnis; R.G. Clements; G.I. Child & M.J. Duever. 1978. **Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida**. E.P.U. & Ed. da USP.
Gonçalves, C.N. & J.L. Waechter. 2001a. Padrões de abundância e distribuição de epífitos vasculares sobre figueiras isoladas no norte da planície costeira do Rio Grande do Sul. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.135.
Gonçalves, C.N. & J.L. Waechter. 2001b. Influência do tamanho e da distribuição de figueiras isoladas em padrões espaciais de epífitos vasculares na planície costeira do Rio Grande do Sul. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.404.
Good, R. 1974. **The geography of the flowering plants**. 3ed. Longman.
Goodman, B. 2000. US Forest Service proposes ban on road construction. **BioScience 50**(9): 744.
Goodwin, B.J.; A.J. McAllister & L. Fahrig. 1999. Predicting invasiveness of plant species based on biological information. **Conservation Biology 13**(2): 422-6.
Gordon, C.A.; R. Herrera & T.C. Hutchinson. 1995. The use of common epiphytic lichen as a bioindicator of atmospheric inputs to two Venezuelan cloud forests. **Journal of Tropical Ecology 11**(1): 1-26.
Gordon, J.E.; V. Brazier; D.B.A. Thompson & D. Horsfield. 2001. Geo-ecology and the conservation management of sensitive upland landscapes in Scotland. **Catena 42**(2-4): 323-32.
Goudet, J. & L. Keller. 2002. The correlation between inbreeding and fitness: does allele size matter? **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 201-2.
Gradstein, S.R.; S.P. Churchill & N. Salazar-Allen. 2001. Guide to briophytes of tropical America. **Memoirs of the New York Botanical Garden 86**: 1-577.
Granell Pérez, M.C.; G.C. Coelho; M. Silva; C. Schmidt; S.M. Holz & S. Koch. 1999[2000]. Estudio geográfico y botánico de fragmentos forestales en una cuenca del Planalto Gaucho, Rio Grande do Sul, Brasil. **In** F. Xavier Paunero, E. Martinell & R. Hidalgo eds., **Voces y territorios de América**. Servei de Publicacions de la Universitat de Girona. p.73-9.
Granström, A. 1993. Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. **Journal of Vegetation Science 4**(6): 737-44.
Grant, V. 1973. **Genetics of flowering plants**. Columbia University Press.
Grassé, P.-P. 1977. **El Hombre, ese dios en miniatura (Ensayo sobre la historia natural humana)**. H. Blume.

Grau, H.R. & T.T. Veblen. 2000. Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. **Journal of Biogeography 27**(3): 1107-21.
Green, D.G. 1989. Simulated effects of fire, dispersal and spatial pattern on competition within forest mosaics. **Vegetatio 82**(2): 139-53.
Gregory, N.G. 1995. The role of shelterbelts in protecting livestock: a review. **New Zealand Journal of Agricultural Research 38**(4): 423-50.
Grime, J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **American Naturalist 111**(982): 1169-94.
Grime, J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. **Journal of Ecology 86**(6): 902-10.
Grimshaw, J.M. 2001. What do we really know about the Afromontane Archipelago? **Systematics and Geography of Plants 71**(2): 949-57.
Grosholz, E. 2002. Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. **Trends in Ecology & Evolution 17**(1): 22-7. [especialmente sobre invertebrados]
Gross, C.L. 2001. The effect of introduced honeybees on native bee visitation and fruit-set in *Dillwynia juniperina* (Fabaceae) in a fragmented system. **Biological Conservation 102**(1): 89-95.
Grove, S.J.; S.M. Turton & D.T. Siegenthaler. 2000. Mosaics of canopy openness induced by tropical cyclones in lowland rain forests with contrasting management histories in northeastern Australia. **Journal of Tropical Ecology 16**(6): 883-94.
Grubb, P.J. 1992. A positive distrust in simplicity – lessons from plant defences and from competition among plants and among animals. **Journal of Ecology 80**(4): 585-610.
Guadagnin, D.L.; M. Sobral & F.G. Becker. 1998. A biodiversidade da região do Planalto das Araucárias no Rio Grande do Sul: importância, ameaças e recomendações. **In** M. Richter org., **Conservação da biodiversidade & desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula – um plano de ação preliminar**. Edipucrs. p.79-106.
Guariguata, M.R. & R. Ostertag. 2001. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management 148**(1-3): 185-206.
Guedes-Bruni, R.R. & H.C. Lima. 1996. Serranias do estado do Rio de Janeiro – o conhecimento florístico atual e as implicações para a conservação da diversidade na mata atlântica. **Eugeniana** (22): 9-22.
Guevara, S.; J. Laborde & G. Sánchez. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? **Selbyana 19**(1): 34-43.
Guevara, S.; J. Meave; P. Moreno-Casasola & J. Laborde. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. **Journal of Vegetation Science 3**(5): 655-64.
Guevara, S.; S. Purata & E. van der Maarel. 1986. The role of remnant forest trees in tropical secondary succession. **Vegetatio 66**(2): 77-84.
Guha, R. 2000. O biólogo autoritário e a arrogância do anti-humanismo. **In** A.C. Diegues org., **Etnoconservação. Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. Hucitec. p.81-99. [original em The Ecologist 27(1):14-21, 1997].
Guimarães Jr., P.R. & M. Galetti. 2001. Frutos dispersos por mamíferos extintos. **Ciência Hoje 29**(173): 83-5.
Guindon, C.F. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.168-86.
Gunderson, L.H. 2000. Ecological resilience – in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 425-39.
Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. **Conservation Biology 16**(2): 377-88.
Gutierrez, L. & A.P. Vovides. 1997. An *in situ* study of *Magnolia dealbata* Zucc. in Veracruz State: an endangered endemic tree of Mexico. **Biodiversity and Conservation 6**(1): 89-97.

Haberle, S.G. & M.-P. Ledru. 2001. Correlations among charcoal records of fires from the past 16,000 years in Indonesia, Papua New Guinea, and Central and South America. **Quaternary Research 55**(1): 97-104.
Haddad, N.M.; D.K. Rosenberg & B.R. Noon. 2000. On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. **Conservation Biology 14**(5): 1543-5.
Haig, A.R.; U. Matthes & D.W. Larson. 2000. Effects of natural habitat fragmentation on the species richness, diversity, and composition of cliff vegetation. **Canadian Journal of Botany 78**(6): 786-97.
Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. **Ecological Applications 12**(2): 321-34.
Halaj, J. & D.H. Wise. 2001. Terrestrial trophic cascades: how much do they trickle. **American Naturalist 157**(3): 262-81.
Hamer, K.C. & J.K. Hill. 2000. Scale-dependent effects of habitat disturbance on species richness in tropical forests. **Conservation Biology 14**(5): 1435-40.
Hamilton, L.S.; J.O. Juvik & F.N. Scatena 1995. The Puerto Rico Tropical Cloud Forest Symposium: introduction and workshop synthesis. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.1-23. (Ecological Studies, 110).
Hamrick, J.L. & M.J.W. Godt. 1996. Conservation genetics of endemic plant species. **In** J.C. Avise & J.L. Hamrick eds., **Conservation genetics**. Chapman & Hall. p.281-304.
Hamrick, J.L.; M.J.W. Godt; D.A. Murawski & M.D. Loveless. 1991. Correlations between species traits and allozyme diversity: implications for conservation biology. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.75-86.

Hamrick, J.L.; M.J.W. Godt & S.L. Sherman-Broyles. 1995. Gene flow among plant populations: evidence from genetic markers. **Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden 53**: 215-32.
Hancock, J.F. 2001. Implications for plant evolutionary ecology. **Trends in Plant Science 6**(4): 185.
Hannah, L.; G.F. Midgley; T. Lovejoy; W.J. Bond; M. Bush; J.C. Lovett; D. Scott & F.I. Woodward. 2002. Conservation of biodiversity in a changing climate. **Conservation Biology 16**(1): 264-8.
Hannon, B. 1994. Sense of place: geographic discounting by people, animals and plants. **Ecological Economics 10**: 157-74.
Hansen, A.J. & F. di Castri eds. 1992. **Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows**. Springer-Verlag. (Ecological Studies, 92).
Hanski, I. 1994. Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution** 9(4): 131-5.
Hanski, I. 1999. **Metapopulation ecology**. Oxford University Press.
Hanski, I. & D. Simberloff. 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation. **In** I. Hanski & M.E. Gilpin eds., **Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution**. Academic Press. p.5-26.
Hanski, I.; J. Clobert & W. Reid. 1995. Ecology of extinctions. **In** V.H. Heywood ed., **Global biodiversity assessment**. UNEP & Cambridge University Press. p.232-45.
Harding, E.K.; E.E. Crone; B.D. Elderd; J.M. Hoekstra; AJ. McKerrow; J.D. Perrine; J. Regetz; L.J. Rissler; A.G. Stanley; E.L. Walters & NCEAS Habitat Conservation Plan Working Group. 2001. The scientific foundations of habitat conservation plans: a quantitative assessment. **Conservation Biology 15**(2): 488-500. [sobre 14 espécies de vertebrados ameaçadas nos EUA].
Harper, J.L. 1977. **Population biology of plants**. Academic Press.
Harper-Lore, B.L. 1996. Using native plants as problem-solvers. **Environmental Management 20**(6): 827-30.
Harrington, G.N.; A.K. Irvine; F.H.J. Crome & L.A. Moore. 1997. Regeneration of large-seeded trees in Australian rainforest fragments: a study of higher-order interactions. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.292-303.
Harrington, R.; I. Woiwod & T. Sparks. 1999. Climate change and trophic interactions. **Trends in Ecology & Evolution 14**(4): 146-50.
Harris, L.D. 1988. Edge effects and conservation of biotic diversity. **Conservation Biology 2**: 330-2.
Harrison, R.D. 2000. Repercussions of El Niño: drought causes extinction and the breakdown of mutualism in Borneo. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 267**(1446): 911-5.
Harrison, R.L. 1992. Toward a theory of inter-refuge corridor design. **Conservation Biology 6**(2): 293-5. [apenas sobre mamíferos].
Harrison, S. 1994. Metapopulations and conservation. **In** P.J. Edwards, R.M. May & N.R. Webb eds., **Large-scale ecology and conservation biology**. Blackwell Science. p.111-28.
Harrison, S. 1997. How natural habitat patchiness affects the distribution of diversity in Californian serpentine chaparral. **Ecology 78**(6): 1898-906.
Harrison, S. & A.D. Taylor. 1997. Empirical evidence for metapopulation dynamics. **In** I. Hanski & M.E. Gilpin eds., **Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution**. Academic Press. p.27-42.
Harrod, J.C.; M.E. Harmon & P.S. White. 2000. Post-fire succession and 20th century reduction in fire frequency on xeric southern Appalachian sites. **Journal of Vegetation Science 11**(4): 465-72.
Hartley, S.E. 2001. Induced plant resistance. **New Phytologist 149**(3): 366-7. [análise de um livro sobre o tema]
Harvey, H.J. 1985. Population biology and the conservation of rare species. **In** J. White ed., **Studies on plant demography. A festschrift for John L. Harper**. Academic Press. p.111-23.
Heaney, L.R. 2000. Dynamic disequilibrium: a long-term, large-scale perspective on the equilibrium model of island biogeography. **Global Ecology and Biogeography 9**(1): 59-74.
Hearst, E. 1991. Psychology and nothing. **American Scientist 79**: 432-43.
Heath, M.C. & T. Boller. 2002. Biotic interactions. Levels of complexity in plant interactions with herbivores, pathogens and mutualists. **Current Opinion in Plant Biology** 5(4): 277-8.
Hector, A.; J. Joshi; S.P. Lawler; E.M. Spehn & A. Wilby. 2001. Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. **Oecologia 129**(4): 624-8.
Hedrick, P.W. 2001. Conservation genetics: where are we now? **Trends in Ecology & Evolution 16**(11): 629-36.
Heikkinen, R.K. 1998. Can richness patterns of rarities be predicted from mesoscale atlas data? A case study of vascular plants in the Kevo Reserve. **Biological Conservation 83**(2): 133-43.
Heil, M. 2002. Ecological costs of induced resistance. **Current Opinion in Plant Biology** 5(4): 345-50.
Heiser Jr., C.B. 1977. **Sementes para a civilização**. Companhia Ed. Nacional & Ed. da USP.
Hengeveld, R. 1989. **Dynamics of biological invasions**. Chapman and Hall.
Hengeveld, R. 1990. **Dynamic biogeography**. Cambridge University Press.
Hengeveld, R. 1997. Impact of biogeography on a population-biological paradigm shif. **Journal of Biogeography 24**(5): 541-7.
Henríquez, C.A. & J.A. Simonetti. 2001. The effect of introduced herbivores upon an endangered tree (*Beilschmiedia miersii*, Lauraceae). **Biological Conservation 98**(1): 69-76.
Henry, J.D. & J.M.A. Swan. 1974. Reconstructing forest history from live and dead plant material – an approach to the study of forest succession in southwest New Hampshire. **Ecology 55**(4): 772-83.
Henry, R.D. & A.R. Scott. 1981. Time of introduction of the alien component of the spontaneous Illinois vascular flora. **American Midland Naturalist 106**(2): 318-24.

Heringer, I. & A.V.Á. Jacques. 2001. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta - campo. **Ciência Rural 31**(6): 1085-90.
Hewitt, G.M. 2001. Speciation, hybrid zones and phylogeography – or seeing genes in space and time. **Molecular Ecology 10**(3): 537-49.
Hey, J. 2001a. The mind of the species problem. **Trends in Ecology & Evolution 16**(7): 326-9.
Hey, J. 2001b. **Genes, categories, and species. The evolutionary causes of the species problem**. Oxford University Press.
Heyer, W.R.; J. Coddington; W.J. Kress; P. Acevedo; D. Cole; T.L. Erwin; B.J. Meggers; M.G. Pogue; R.W. Thorington; R.P. Vari; M.J. Weitzman & S.H. Weitzman. 1999. Amazonian biotic data and conservation decisions. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science 51**(5/6): 372-85.
Heywood, V.H. 1974. Systematics – the stone of Sisyphus. **Biological Journal of the Linnean Society 6**: 169-78.
Heywood, V.H. 2001. Floristics and monography – an uncertain future? **Taxon 50**(2): 361-80.
Heywood, V.H. ed. 1995. **Global biodiversity assessment**. UNEP & Cambridge University Press.
Heywood, V.H. & S.N. Stuart. 1992. Species extinction in tropical forests. **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.91-117.
Hietz-Seifert, U.; P. Hietz & S. Guevara. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. **Biological Conservation 75**(2): 103-11.
Higgins, S.I.; S.T.A. Pickett & W.J. Bond. 2000. Predicting extinction risks for plants: environmental stochasticity can save declining populations. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 516-20.
Hill, N.M. & P.A. Keddy. 1992. Prediction of rarities from habitat variables: coastal plain plants on Nova Scotian lakeshores. **Ecology 73**(5): 1852-9.
Hingston, A.B. & P.B. McQuillan. 2000. Are pollination syndromes useful predictors of floral visitors in Tasmania? **Austral Ecology 25**(6): 600-9.
Hirota, M.M.; T. Krug & J.P.R. Capobianco. 1998. **Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados no Domínio da Mata Atlântica no período 1990-1995**. Fundação SOS Mata Atlântica, INPE & Instituto Socioambiental.
Hiss, A. & A. Pickart. 1992. An update on the rediscovered Humboldt milk-vetch. **Fremontia 20**(4): 21-2.
Hobbie, S.E. 1992. Effects of plant species on nutrient cycling. **Trends in Ecology & Evolution 7**(10): 336-9.
Hobbs, R.J. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? **Trends in Ecology & Evolution 7**(11): 389-92.
Hobbs, R.J. 2001. Synergisms among habitat fragmentation, livestock grazing, and biotic invasions in southwestern Australia. **Conservation Biology 15**(6): 1522-8.
Hobbs, R.J.; D.A. Saunders & B.M.T. Hussey. 1990. Nature conservation: the role of corridors. **Ambio 19**(2): 94-5.
Hobohm, C. 2000. Plant species diversity and endemism on islands and archipelagos, with special reference to the Maronesian Islands. **Flora 195**(1): 9-24.
Hochberg, M.E. 2000. Evidence that specialists are special. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 490.
Hodge, S.S.; M.H. Queiroz & A. Reis. 1997. Brazil's national atlantic forest policy: a challenge for state-level environmental planning. The case of Santa Catarina, Brazil. **Journal of Environmental Planning and Management 40**(3): 335-48.
Hodgson, J.G. 1986. Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield flora. Part I: The identity, distribution and habitat characteristics of the common and rare species. Part II: The relative importance of climate, soils and land use. Part III: Taxonomic and evolutionary aspects. Part IV: A European context with particular reference to endemism. **Biological Conservation 36**(3): 199-314. (I, p.199-252; II, p.253-74; III, p.275-96; IV, p.297-314).
Hoffmann, A.A. & M.J. Hercus. 2000. Environmental stress as an evolutionary force. **BioScience 50**(3): 217-26.
Hogbin, P.M. & R. Peakall. 1999. Evaluation of the contribution of genetic research to the management of the endangered plant *Zieria prostrata*. **Conservation Biology 13**(1): 1-9.
Hogbin, P.M.; R. Peakall & M.A. Sydes. 2000. Achieving practical outcomes from genetic studies of rare Australian plants. **Australian Journal of Botany 48**(3): 375-82.
Holdaway, R.N. & C. Jacomb. 2000. Rapid extinction of the moas (Aves: Dinornithiformes): model, test, and implications. **Science 287**(5461): 2250-4.
Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica 31**(2): 229-42.
Holl, K.D. 2002. Effect of shrubs on tree seedling establishment in an abandoned tropical pasture. **Journal of Ecology 90**(1): 179-87.
Holl, K.D. & M. Kappelle. 1999. Tropical forest recovery and restoration. **Trends in Ecology & Evolution 14**(10): 378-9.
Holmes, E.E. 2001. Estimating risks in declining populations with poor data. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(9): 5072-7.
Holsinger, K.E. 1996. Pollination biology and the evolution of mating systems in flowering plants. **Evolutionary Biology 29**: 107-49.
Holsinger, K.E. & L.D. Gottlieb. 1991. Conservation of rare and endangered plants: principles and prospects. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.195-208.
Holt, R.D. 1990. The microevolutionary consequences of climate change. **Trends in Ecology & Evolution 5**(9): 311-5.
Holt, R.D. 2000. Trophic cascades in terrestrial ecosystems. Reflections on Polis *et al.* **Trends in Ecology & Evolution 15**(11): 444-5.
Honnay, O.; M. Hermy & P. Coppin. 1999. Nested plant communities in deciduous forest fragments: species relaxation or nested habitats? **Oikos 84**(1): 119-29.

Hooper, D.U.; D.E. Bignell; V.K. Brown; L. Brussaard; J.M. Dangerfield; D.H. Wall; D.A. Wardle; D.C. Coleman; K.E. Giller; P. Lavelle; W.H. Van der Putten; P.C. Ruiter; J. Rusek; W.L. Silver; J.M. Tiedje & V. Wolters. 2000. Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms, and feedbacks. **BioScience 50**(12): 1049-61.

Hooper, D.U. & P.M. Vitousek. 1998. Effects of plant composition and diversity on nutrient cycling. **Ecological Monographs 68**(1): 121-49.

Hopkins, G.W.; J.I. Thacker; A.F.G. Dixon; P. Waring & M.G. Telfer. 2002. Identifying rarity in insects: the importance of host plant range. **Biological Conservation 105**(3): 293-307.

Hopper, S.D. 1979. Biogeographical aspects of speciation in the southwest Australian flora. **Annual Review of Ecology and Systematics 10**: 399-422.

Hopper, S.D. 2000. How well do phylogenetic studies inform the conservation of Australian plants? **Australian Journal of Botany 48**(3): 321-8.

Hough, J.L. 1993. Why burn the bush? Social approaches to bush-fire management in West African national parks. **Biological Conservation 65**(1): 23-8.

Houghton, R.A.; J.L. Hackler & K.T. Lawrence. 2000. Changes in terrestrial carbon storage in the United States. 2: The role of fire and fire management. **Global Ecology and Biogeography 9**(2): 145-70.

Hourdequin, M. ed. 2000. Special section: ecological effects of roads. **Conservation Biology 14**(1): 16-98.

Howard, D.J. 1993. Small populations, inbreeding, and speciation. **In** N.W. Thornhill ed., **The natural history of inbreeding and outbreeding**. University of Chicago Press. p.118-42.

Howard, R.A. 1968. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico, 1. Introduction and composition studies. **Journal of the Arnold Arboretum 49**(4): 381-418.

Howe, H.F. 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. **Ecology 58**(3): 539-50.

Howe, H.F. 1993. Specialized and generalized dispersal systems: where does 'the paradigm' stand? **Vegetatio 107/108**: 3-13.

Howe, H.F. & L.C. Westley. 1986. Ecology of pollination and seed dispersal. **In** M.J. Crawley ed., **Plant ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.185-215.

Hubbell, S.P. 1997. A unified theory of biogeography and relative species abundance and its application to tropical rain forests and coral reefs. **Coral Reefs 16**(Suppl.): S9-S21.

Hubbell, S.P. & R.B. Foster. 1986. Commonness and rarity in a neotropical forest: implications for tropical tree conservation. **In** M. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.205-31.

Hubbell, S.P.; R.B. Foster; S.T. O'Brien; K.E. Harms; R. Condit; B. Wechsler; S.J. Wright & S.L. de Lao. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. **Science 283**(5401): 554-7.

Hueck, K. 1972. **As florestas da América do Sul**. Polígono & Ed. da UnB.

Huenneke, L.F. 1991. Ecological implications of genetic variation in plant populations. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.31-44.

Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? **Trends in Ecology & Evolution 15**(2): 56-61.

Hughes, L.; M. Dunlop; K. French; M.R. Leishman; B. Rice; L. Rodgerson & M. Westoby. 1994. Predicting dispersal spectra: a minimal set of hypotheses based on plant attributes. **Journal of Ecology 82**: 933-50.

Hughes, R.F.; J.B. Kauffman & D.L. Cummings. 2000. Fire in the Brazilian Amazon. 3. Dynamics of biomass, C, and nutrient pools in regenerating forests. **Oecologia 124**(4): 574-88.

Hull, D.L. 2002. Words about words about species. **Evolution 56**(2): 426-8.

Humphrey, J.W. & G.S. Patterson. 2000. Effects of late summer cattle grazing on the diversity of riparian pasture vegetation in an upland conifer forest. **Journal of Applied Ecology 37**(6): 986-96.

Huntley, B. 1992. A lição dos climas do passado. **In** J. Leggett ed., **Aquecimento global. O relatório do Greenpeace**. Ed. da Fundação Getulio Vargas. p.121-34.

Huntley, B. & T. Webb III. 1989. Migration: species' response to climatic variations caused by changes in the earth's orbit. **Journal of Biogeography 16**(1): 5-19.

Husband, B.C. & S.C.H. Barrett. 1996. A metapopulation perspective in plant population biology. **Journal of Ecology 84**(3): 461-9.

Huston, M. 1994. **Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes**. Cambridge University Press.

Huston, M. & L. Gilbert. 1996. Consumer diversity and secondary production. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.33-47. (Ecological Studies, 122).

Ibama/Prevfogo [Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis]. 1995. **Como fazer uma queimada controlada**. Ibama.

Ickes, K. & G.B. Williamson. 2000. Edge effects and ecological processes: are they on the same scale? **Trends in Ecology & Evolution 15**(9): 373.

Imaguire, N. 1985. Contribuição ao estudo florístico e ecológico da Fazenda Experimental do Setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná. 4 - Constituição das formações em comunidades estágio e suas evoluções. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 7**(1-2): 11-26.

Innes, J.L. & B. Koch. 1998. Forest biodiversity and its assessment by remote sensing. **Global Ecology and Biogeography Letters 7**(6): 397-419.

Irgang, B.E. 1983. A situação florestal do Rio Grande do Sul. **Revista do Serviço Público 111**(4): 33-5.
Ito, M. 1998. Origin and evolution of endemic plants of the Bonin (Ogasawara) Islands. **Researches on Population Ecology 40**(2): 205-12.

Jablonski, D. 2001. Lessons from the past: evolutionary impacts of mass extinctions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5393-8.
Jackson, J.B.C. 2001. What was natural in the coastal oceans? **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5411-8.
Jacquemyn, H.; J. Butaye & M. Hermy. 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. **Journal of Biogeography 28**(6): 801-12.
James, A.; K.J. Gaston & A. Balmford. 2001. Can we afford to conserve biodiversity? **BioScience 51**(1): 43-52.
James, S.H. 2000. Genetic systems in the south-west flora: implications for conservation strategies for Australian plant species. **Australian Journal of Botany 48**(3): 341-7.
James, S.M. 2002. Bridging the gap between private landowners and conservationists. **Conservation Biology 16**(1): 269-71.
Jansson, R.; C. Nilsson & B. Renöfält. 2000. Fragmentation of riparian floras in rivers with multiple dams. **Ecology 81**(4): 899-903.
Janzen, D.H. 1973. Rate of regeneration after a tropical high elevation fire. **Biotropica 5**(2): 117-22.
Janzen, D.H. 1974. The deflowering of Central America. **Natural History 83**(4): 49-53.
Janzen, D.H. 1983a. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. **Oikos 41**(3): 402-10.
Janzen, D.H. 1983b. Food webs: who eats what, why, how, and with what effects in a tropical forest? **In** F.B. Golley ed., **Tropical rain forest ecosystems. Structure and function**. Elsevier. p.167-82. (Ecosystems of the world, 14A).
Janzen, D.H. 1986a. The eternal external threat. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.286-303.
Janzen, D.H. 1986b. The future of tropical ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics 17**: 305-24.
Janzen, D.H. 2001. Saving fractured oases of biodiversity. **Quarterly Review of Biology 76**(3): 327-30.
Järvinen, O. 1982. Conservation of endangered plant populations: single large or several small reserves? **Oikos 38**(3): 301-7.
Jasinski, K. & P. Angelstam. 2002. Long-term differences in the dynamics within a natural forest landscape – consequences for management. **Forest Ecology and Management 161**(1-3): 1-11.
Jennings, S.B.; N.D. Brown; D.H. Boshier; T.C. Whitmore & J.C.A. Lopes. 2000. Ecology provides a pragmatic solution to the maintenance of genetic diversity in sustainably managed tropical rain forests. **Forest Ecology and Management 154**(1-2): 1-10.
Jensen, M.N. 2001. Can cows and conservation mix? **BioScience 51**(2): 85-90.
Jepson, P. & R.J. Whittaker. 2002. Ecoregions in context: a critique with special reference to Indonesia. **Conservation Biology 16**(1): 42-57.
Johns, A.D. 1992. Species conservation in managed tropical forests. **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.15-53.
Johnson, E.A. 1992. **Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest**. Cambridge University Press.
Johnson, E.A. & K. Miyanishi eds. 2001. **Forest fires. Behaviour and ecological effects**. Academic Press.
Johnson, E.A.; K. Miyanishi & S.R.J. Bridge. 2001. Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. **Conservation Biology 15**(6): 1554-7.
Johnson, P.N. 2001. Vegetation recovery after fire on a southern New Zealand peatland. **New Zealand Journal of Botany 39**(2): 251-67.
Johnson, S.D. & K.E. Steiner. 2000. Generalization versus specialization in plant pollination systems. **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 140-3.
Joly, C.A.; M.P.M. Aidar; C.A. Klink; D.G.McGrath; A.G. Moreira; P. Moutinho; D.C. Nepstad; A.A. Oliveira; A. Pott; M.J.N. Rodal & E.V.S.B. Sampaio. 1999. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science 51**(5/6): 331-48.
Jorge, L.A.B. 2000. Comportamento sazonal de fragmentos de vegetação natural na bacia do rio Capivara, em Botucatu-SP. **Revista Árvore 24**(4): 389-96.
Jorge, L.A.B. & G.J. Garcia. 1997. A study of habitat fragmentation in Southeastern Brazil using remote sensing and geographic information systems (GIS). **Forest Ecology and Management 98**(1): 35-47.
Jorge, L.A.B. & M.P. Moreira. 2000. Padrões da fragmentação do habitat na Cuesta de Botucatu (SP). **Ciência Florestal 10**(1): 141-57.
Jorge Pádua, M.T. 1997. Sistema brasileiro de unidades de conservação: de onde viemos e para onde vamos? **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.214-36.
Jose, S.; A.R. Gillespie; S.J. George & B.M. Kumar. 1996. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. **Forest Ecology and Management 87**: 51-62.
Jullien, M. & J.-M. Thiollay. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along natural and human-made gradients in French Guiana. **Journal of Biogeography 23**(1): 7-25.

Kageyama, P. & F.B. Gandara. 1994. Dinâmica de populações de espécies arbóreas: implicações para o manejo e a conservação. **III Simpósio de ecossistemas da costa brasileira: subsídios a um gerenciamento ambiental**. Aciesp. v.2, p.1-9. (Publicação Aciesp, 87-II).

Kageyama, P. & N.M. Lepsch-Cunha. 2001. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.199-214.

Kaiser, J. 1999. Stemming the tide of invading species. **Science 285**(5435): 1836-41.

Kaiser, J. & I. Cunha. 2000. Aparados da Serra. A beleza primitiva dos cânions. **Mares do Sul 7**(32): 48-55.

Kalabokidis, K.D.; S. Gatzojannis & S. Galatsidas. 2002. Introducing wildfire into forest management planning: towards a conceptual approach. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 41-50.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology 5**(2): 173-85.

Kapos, V.; E. Wandelli; J.L. Camargo & G. Ganade. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.33-44.

Kappelle, M.; P.A.F. Kennis & R.A.J. de Vries. 1995. Changes in diversity along a successional gradient in a Costa Rican upper montane *Quercus* forest. **Biodiversity and Conservation 4**(1): 10-34.

Karban, R.; A.A. Agrawal; J.S. Thaler & L.S. Adler. 1999. Induced plant responses and information content about risk of herbivory. **Trends in Ecology & Evolution 14**(11): 443-7.

Kareiva, P. 2001. Is science saving endangered species? **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 226-7.

Kareiva, P. 2002. US$20 billion to count all species on Earth. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 208.

Karron, J.D. 1991. Patterns of genetic variation and breeding systems in rare plant species. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.87-98.

Kattan, G.H. & H. Alvarez-López. 1996. Preservation and management of biodiversity in fragmented landscapes in the Colombian Andes. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.3-18.

Kauffman, J.B. 1991. Survival by sprouting following fire in tropical forests of the eastern Amazon. **Biotropica 23**(3): 219-24.

Kauffman, J.B.; D.L. Cummings & D.E. Ward. 1998. Fire in the Brazilian Amazon. 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. **Oecologia 113**(3): 415-27.

Kauffman, J.B.; D.L. Cummings; D.E. Ward & R. Babbitt. 1995. Fire in the Brazilian Amazon. 1. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. **Oecologia 104**: 397-408.

Kawecki, T.J. 2000. Adaptation to marginal habitats: contrasting influence of the dispersal rate on the fate of alleles with small and large effects. **Proceedings of the Royal Society of London, series B, 267**(1450): 1315-20.

Kay, R.F.; R.H. Madden; C. van Schaik & D. Higdon. 1997. Primate species richness is determined by plant productivity: implications for conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 94**(24): 13023-7.

Keane, R.M. & M.J. Crawley. 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 164-70.

Kearns, C.; D. Inouye & N. Waser. 1998. Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions. **Annual Review of Ecology and Systematics 29**: 83-112.

Keddy, P.A. 2001. A place in space. **American Journal of Botany 88**(5): 960-2.

Keeley, J.E. 2002. Native American impacts on fire regimes of the California coastal ranges. **Journal of Biogeography 29**(3): 303-20.

Keeley, J.E. & C.J. Fotheringham. 2001a. Historic fire regime in southern California shrublands. **Conservation Biology 15**(6): 1536-48.

Keeley, J.E. & C.J. Fotheringham. 2001b. History and management of crown-fire ecosystems: a summary and response. **Conservation Biology 15**(6): 1561-7.

Keeley, J.E.; C.J. Fotheringham & M. Morais. 1999. Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. **Science 284**(5421): 1829-32.

Keener, C.S. 1983. Distribution and biohistory of the endemic flora of the Mid-Appalachian shale barrens. **Botanical Review 49**(1): 65-115.

Keith, D.A. 1998. An evaluation and modification of World Conservation Union Red List Criteria for classification of extinction risk in vascular plants. **Conservation Biology 12**: 1076-90.

Keith, D.A.; T.D. Auld; M.K.J. Ooi & B.D.E. Mackenzie. 2000. Sensitivity analyses of decision rules in World Conservation Union (IUCN) Red List criteria using Australian plants. **Biological Conservation 94**(3): 311-9.

Keller, L.F. & D.M. Waller. 2002. Inbreeding effects in wild populations. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 230-41.

Kellman, M. 1984. Synergistic relationships between fire and low soil fertility in neotropical savannas: a hypothesis. **Biotropica 16**(2): 158-60.

Kellman, M. 1996. Redefining roles: plant community reorganization and species preservation in fragmented systems. **Global Ecology and Biogeography Letters 5**(3): 111-6.

Kellman, M. & R. Tackaberry. 1997. **Tropical environments. The functioning and management of tropical ecosystems**. Routledge.

Kellman, M.; R. Tackaberry & J. Meave. 1996. The consequences of prolonged fragmentation: lessons from tropical gallery forests. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.37-58.

Kellman, M.; R. Tackaberry & L. Rigg. 1998. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology 35**(2): 195-206.
Kelly, E.F.; O.A. Chadwick & T.E. Hilinski. 1998. The effect of plants on mineral weathering. **Biogeochemistry 42**(1-2): 21-53.
Kelly, M.J. 2002. Carnivores: renaissance enigma? **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 394-5.
Kelt, D.A. & J.H. Brown. 2000. Species as units of analysis in ecology and biogeography: are the blind leading the blind? **Global Ecology and Biogeography 9**(3): 213-7.
Kerr, J. 2001. Global biodiversity patterns: from description to understanding. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 424-5.
Kessler, E. ed. 1999. Research for mountain area development: Africa and Asia. **Ambio 28**(5): 381-461.
Kessler, M. 2001. Maximum plant-community endemism at intermediate intensities of anthropogenic disturbance in Bolivian montane forests. **Conservation Biology 15**(3): 634-41.
Kier, G. & W. Barthlott. 2001. Measuring and mapping endemism and species richness: a new methodological approach and its application on the flora of Africa. **Biodiversity and Conservation 10**(9): 1513-29.
Kimmerer, R.W. 2002. Weaving traditional ecological knowledge into biological education: a call to action. **BioScience 52**(5): 432-8.
Kinzig, A.P. 2002. A time to plant. **Trends in Ecology & Evolution 17**(1): 10.
Kinzig, A.P. & J. Harte. 2000. Implications of endemics–area relationships for estimates of species extinctions. **Ecology 81**(12): 3305-11.
Kirkman, L.K.; R.J. Mitchell; R.C. Helton & M.B. Drew. 2001. Productivity and species richness across an environmental gradient in a fire-dependent ecosystem. **American Journal of Botany 88**(11): 2119-28.
Kitching, R. 2000. Biodiversity, hotspots and defiance. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 484-5.
Kjerfve, B. & L.D. Lacerda. 1992. Variação relativa do nível do mar. **Ciência Hoje 14**(81): 61-5.
Klein, R.M. 1978. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Sudesul, FATMA & Herbário Barbosa Rodrigues.
Klein, R.M. 1988a. Espécies raras ou ameaçadas de extinção no estado de Santa Catarina. **Estudos de Biologia** (18): 3-9.
Klein, R.M. 1988b. Parques Nacionais e Estaduais; Reservas Biológicas Estaduais e particulares, bem como a Estação Ecológica do estado de Santa Catarina. **Estudos de Biologia** (18): 11-29.
Klein, R.M. "1990"[1992]. **Espécies raras ou ameaçadas de extinção. Estado de Santa Catarina**. IBGE. v.1.
Klein, R.M. 1996. **Espécies raras ou ameaçadas de extinção. Estado de Santa Catarina**. IBGE. v.2.
Klein, R.M. 1997. **Espécies raras ou ameaçadas de extinção. Estado de Santa Catarina**. IBGE. v.3.
Knapp, A.K.; J.M. Blair; J.M. Briggs; S.L. Collins; D.C. Hartnett; L.C. Johnson & E.G. Towne. 1999. The keystone role of bison in North American tallgrass prairie. **BioScience 49**(1): 39-50.
Knapp, S. 2003. Book review. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. **Biological Conservation 110**(2): 305.
Köchy, M. & H. Rydin. 1997. Biogeography of vascular plants on habitat islands, peninsulas and mainlands in an east-central Swedish agricultural landscape. **Nordic Journal of Botany 17**(2): 215-23.
Kok, K.; P.A. Verweij & H. Beukema. 1995. Effects of cutting and grazing on Andean treeline vegetation. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.527-39.
Kolar, C.S. & D.M. Lodge. 2001a. Progress in invasion biology: predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution 16**(4): 199-204.
Kolar, C.S. & D.M. Lodge. 2001b. Predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 546.
Koptur, S.; W.A. Haber; G.W. Frankie & H.G. Baker. 1988. Phenological studies of shrub and treelet species in tropical cloud forests of Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology 4**(4): 323-46.
Körner, C. 1998. A re-assessment of high elevation treeline positions and their explanation. **Oecologia 115**(4): 445-59.
Kotliar, N.K. 2000. Application of the new keystone-species concept to prairie dogs: how well does it work? **Conservation Biology 14**(6): 1715-21.
Kozlowski, T.T. 2000. Responses of woody plants to human-induced environmental stresses: issues, problems, and strategies for alleviating stress. **Critical Reviews of Plant Sciences 19**(2): 91-170.
Kozlowski, T.T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 195-221.
Kozlowski, T.T. & C.E. Ahlgren eds. 1974. **Fire and ecosystems**. Academic Press.
Kramer, R.; J. Langholz & N. Salafsky. 2002. O papel do setor privado no estabelecimento e manejo de áreas protegidas. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.363-80.
Kremen, C. & T. Ricketts. 2000. Global perspectives on pollination systems. **Conservation Biology 14**(5): 1226-8.
Kremer, A.; J. Kleinschmit; J. Cottrell; E.P. Cundall; J.D. Deans; A. Ducousso; A.O. König; A.J. Lowe; R.C. Munro; R.J. Petit & B.R. Stephan. 2002. Is there a correlation between chloroplastic and nuclear divergence, or what are the roles of history and selection on genetic diversity in European oaks? **Forest Ecology and Management 156**(1-3): 75-87.
Kruckeberg, A.R. & D. Rabinowitz. 1985. Biological aspects of endemism in higher plants. **Annual Review of Ecology and Systematics 16**: 447-79.
Kuak, M.M.; O. Velterop & J. van Andel. 1998. Pollen and gene flow in fragmented habitats. **Applied Vegetation Science 1**(1): 37-54.
Kubitzki, K. 1989. A flora amazônica. **In** P. Frey ed., **Amazônia**. Edições Siciliano. 2ed. p.157-66.

Kuchta, S.R. & D. Meyer. 2001. Book review of *Phylogeography: the history and formation of species*. A genealogical view of geographical variation. **Molecular Ecology 10**(11): 2569-76.
Kuiters, L. & K.J. Kirby eds. 1999. Methodologies in forest grazing research. **Forest Ecology and Management 120**(1-3): 1-251.
Kull, T.; T. Kukk; M. Leht; H. Krall; Ü. Kukk; K. Kull & V. Kuusk. 2002. Distribution trends of rare vascular plant species in Estonia. **Biodiversity and Conservation 11**(2): 171-96.
Kullman, L. 2001. 20th century climate warming and tree-limit rise in the southern Scandes of Sweeden. **Ambio 30**(2): 72-80.
Kunin, W.E. 1997. Sample shape, spatial scale and species counts: implications for reserve design. **Biological Conservation 82**(3): 369-77.
Kunin, W.E. & J.H. Lawton. 1996. Does biodiversity matter? Evaluating the case for conserving species. **In** K.J. Gaston ed., **Biodiversity. A biology of numbers and difference**. Blackwell Science. p.283-308.
Kunin, W.E. & K.J. Gaston. 1993. The biology of rarity: patterns, causes and consequences. **Trends in Ecology & Evolution 8**(8): 298-301.

Lacerda, L.D.; M.G. Ribeiro; R.C. Cordeiro; A. Sifeddine & B. Turcq. 1999. Atmospheric mercury deposition over Brazil during the past 30,000 years. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science 51**(5/6): 363-71.
Lacroix, G. & L. Abbadie. 1998. Linking biodiversity and ecosystem function: an introduction. **Acta Oecologica 19**(3): 189-93.
Ladwig, N.I. 1998. **As unidades de conservação ambiental e o cadastro técnico multifinalitário – estudo de caso: UCAD/UFSC (Unidade de Conservação Ambiental Desterro)**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Engenharia Civil, UFSC.
Lahti, T.; E. Kemppainen; A. Kurtto & P. Uotila. 1991. Distribution and biological characteristics of threatened vascular plants in Finland. **Biological Conservation 55**(3): 299-314.
Lamb, D.; J. Parrotta; R. Keenan & N. Tucker. 1997. Rejoining habitat remnants: restoring degraded rainforest lands. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.366-85.
Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. **Conservation Biology 11**(4): 849-56.
Lambeck, R.J. 2002. Focal species and restoration ecology: response to Lindenmayer et al. **Conservation Biology 16**(2): 549-51.
Lamont, B. 1982. Mechanisms for enhancing nutrient uptake in plants, with particular reference to Mediterranean South Africa and Western Australia. **Botanical Review 48**(3): 597-689.
Landau, E.C. & G.A.B. Fonseca. 2001. Corredores ecológicos como paradigma inovador para a conservação da diversidade biológica: estudo de caso na Mata Atlântica do sul da Bahia. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.339.
Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. **Science 241**(4872): 1455-60.
Lande, R. 1995. Mutation and conservation. **Conservation Biology 9**(4): 782-91.
Lande, R. 1998. Anthropogenic, ecological and genetic factors in extinction and conservation. **Researches on Population Ecology 40**(3): 259-69.
Landeweert, R.; E. Hoffland; R.D. Finlay; T.W. Kuyper & N. van Breemen. 2001. Linking plants to rocks: ectomycorrhizal fungi mobilize nutrients from minerals. **Trends in Ecology & Evolution 16**(5): 248-54.
Landres, P.B.; J. Verner & J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. **Conservation Biology 2**: 316-27.
Landrum, L.R. 2001. What has happened to descriptive systematics? What would make it thrive? **Systematic Botany 26**(2): 438-42.
Langholz, J. 2002. Parques de propriedade privada. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.197-212.
Langholz, J.; J. Lassoie & J. Schelhas. 2000a. Incentives for biological conservation: Costa Rica's Private Wildlife Refuge Program. **Conservation Biology 14**(6): 1735-43.
Langholz, J.A. & J.P. Lassoie. 2001. Perils and promise of privately owned protected areas. **BioScience 51**(12): 1079-85.
Langholz, J.A.; J.P. Lassoie; D. Lee & D. Chapman. 2000b. Economic considerations of privately owned parks. **Ecological Economics 33**(2): 173-83.
Langley, S. 2001. The system of protected areas in the United States. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.116-63.
Larcher, W. 1986. **Ecofisiologia vegetal**. E.P.U.
Larcher, W. 2000. **Ecofisiologia vegetal**. RiMa.
Larson, D.W.; U. Matthes; J.A. Gerrath; N.W.K. Larson; J.M. Gerrath; J.C. Nekola; G.L. Walker; S. Porembski & A. Charlton. 2000. Evidence for the widespread occurrence of ancient forests on cliffs. **Journal of Biogeography 27**(2): 319-31.
Laurance, S.G. & W.F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal mammals. **Biological Conservation 91**(2-3): 231-9.
Laurance, W.F. 1991. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation 57**(2): 205-19.
Laurance, W.F. 1998a. Forest fragmentation: another perspective. **Trends in Ecology & Evolution 13**(2): 75.
Laurance, W.F. 1998b. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climate change. **Trends in Ecology & Evolution 13**(10): 411-5.

Laurance, W.F. ed. 1999a. Ecology and management of fragmented tropical landscapes. **Biological Conservation 91**(2-3): 99-247.
Laurance, W.F. 1999b. Introduction and synthesis. **Biological Conservation 91**(2-3): 101-7.
Laurance, W.F. 1999c. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation 91**(2-3): 109-17.
Laurance, W.F. 2000a. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 134-5.
Laurance, W.F. 2000b. Reply from W.F. Laurance. **Trends in Ecology & Evolution 15**(9): 373.
Laurance, W.F. 2000c. Cut and run: the dramatic rise of transnational logging in the tropics. **Trends in Ecology & Evolution 15**(11): 433-4.
Laurance, W.F. 2001. Future shock: forecasting a grim fate for the Earth. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 531-3.
Laurance, W.F.; D. Pérez-Salicrup; P. Delamônica; P.M. Fearnside; S. D'Angelo; A. Jerozolinski; L. Pohl & T.E. Lovejoy. 2001. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology 82**(1): 105-16.
Laurance, W.F. & E. Yensen. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation 55**(1): 77-92.
Laurnace, W.F. & G.B. Williamson. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. **Conservation Biology 15**(6): 1529-35.
Laurance, W.F.; L.V. Ferreira; J.M. Rankin-de-Merona & S.G. Laurance. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology 79**(6): 2032-40.
Laurance, W.F. & M.A. Cochrane. 2001. Synergistic effects in fragmented landscapes. **Conservation Biology 15**(6): 1488-9.
Laurance, W.F. & P. Delamônica. 1998. Ilhas de sobrevivência na Amazônia. **Ciência Hoje 24**(142): 26-31.
Laurance, W.F. & P.M. Fearnside. 1999. Amazon burning. **Trends in Ecology & Evolution 14**(11): 457.
Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard Jr. eds. 1997. **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press.
Laurance, W.F.; R.O. Bierregaard Jr.; C. Gascon; R.K. Didham; A.P. Smith; A.J. Lynam; V.M. Viana; T.E. Lovejoy; K.E. Sieving; J.W. Sites Jr.; M. Andersen; M.D. Tocher; E.A. Kramer; C. Restrepo & C. Moritz. 1997a. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.502-14.
Laurance, W.F.; S.G. Laurance; L.V. Ferreira; J.M. Rankin-de Merona; C. Gascon & T.E. Lovejoy. 1997b. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. **Science 278**(5340): 1117-8.
Laurance, W.F.; T.E. Lovejoy; H.L. Vasconcelos; E.M. Bruna; R.K. Didham; P.C. Stouffer; C. Gascon; R.O. Bierregaard; S.G. Laurance & E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology 16**(3): 605-18.
Lawton, J.H. 1991. Are species useful? **Oikos 62**(1): 3-4.
Lawton, J.H. 1994. What do species do in ecosystem? **Oikos 71**(3): 367-74.
Lawton, J.H. 1999. Are there general laws in ecology? **Oikos 84**(2): 177-92.
Lawton, J.H. 2000. **Community ecology in a changing world**. Ecology Institute. (Excellence in Ecology, 11).
Lawton, J.H. & R.M. May eds. 1995. **Extinction rates**. Oxford University Press.
Lawton, J.H.; S. Nee; A. Letcher & P.H. Harvey. 1994. Animal distributions: patterns and processes. **In** P.J. Edwards, R.M. May & N.R. Webb eds., **Large-scale ecology and conservation biology**. Blackwell Science. p.41-58.
Lawton, R.O.; U.S. Nair; R.A. Pielke Sr. & R.M. Welch. 2001. Climatic impact of tropical lowland deforestation on nearby montane cloud forests. **Science 294**(5542): 584-7.
Leach, M.K. & T.J. Givnish. 1996. Ecological determinants of species loss in remnant prairies. **Science 273**(5281): 1555-8.
Leakey, R. 1997. **A origem da espécie humana**. Rocco.
Ledig, F.T. 1986. Heterozygosity, heterosis, and fitness in outbreeding plants. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.77-104.
Ledig, F.T. 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. **Oikos 63**(1): 87-108.
Lee, C.E. 2002. Evolutionary genetics of invasive species. **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 386-91.
Leggett, J. ed. 1992. **Aquecimento global. O relatório do Greenpeace**. Ed. da Fundação Getulio Vargas.
Leigh Jr., E.G. 1975. Structure and climate in tropical rain forest. **Annual Review of Ecology and Systematics 6**: 67-85.
Leigh Jr., E.G. 1999. **Tropical forest ecology. A view from Barro Colorado Island**. Oxford University Press.
Leigh Jr., E.G.; S.J. Wright; E.A. Herre & F.E. Putz. 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: a test of a null hypothesis and some implications. **Evolutionary Ecology 7**(1): 76-102.
Leitão Filho, H.F. 1994. Diversity of arboreal species in Atlantic Rain Forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 66**(Supl. 1, pte. 1): 91-6.
Leite, L.L. org. 1996. Ecologia do fogo. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.467-81.
Leite, P.F. & R.M. Klein. 1990. Vegetação. **Geografia do Brasil**. v.2, Região Sul. IBGE. p.113-50.
Lenormand, T. 2002. Gene flow and the limits to natural selection. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 183-9.
Leoni, L.S. 1995. Espécies em risco de extinção ocorrentes na região de Carangola – Minas Gerais. **Pabstia 6**(4): 1-7.
Leoni, L.S. & V.C. Souza. 1999. Espécies endêmicas ocorrentes no Parque Nacional do Caparaó - Minas Gerais. **Pabstia 10**(1): 1-5, +9fotos.
Levey, D.J. & C.W. Benkman. 1999. Fruit-seed disperser interactions: timely insights from a long-term perspective. **Trends in Ecology & Evolution 14**(2): 41-3.
Levin, D.A. 2001. 50 years of plant speciation. **Taxon 50**(1): 69-91.

Levin, D.A. & H.W. Kerster. 1974. Gene flow in seed plants. **Evolutionary Biology 7**: 139-220.
Levine, J.M. & C.M. D'Antonio. 1999. Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. **Oikos 87**(1): 15-26.
Lewin, R. 1984. Parks: how big is big enough? **Science 225**(4662): 610-1.
Lewis, W.H. 1971. High floristic endemism in low cloud forests of Panama. **Biotropica 3**(1): 78-80.
Li, C. 2000. Reconstruction of natural fire regimes through ecological modelling. **Ecological Modelling 134**(2-3): 129-44.
Lima, A.R. & J.P.R. Capobianco orgs. 1997. **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**. Instituto Socioambiental. (Documentos do ISA, 4).
Lima, G.S. 2000. A prevenção de incêndios florestais no estado de Minas Gerais. **Floresta 30**(1/2): 37-43.
Lima, G.S. & R.V. Soares. 1992. Avaliação da eficiência de combate aos incêndios florestais no Brasil. **Floresta 22**(1/2): 25-38.
Lima, M.G. & C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. **Biological Conservation 91**(2-3): 241-7.
Lima, O.S. 1979. Mapeamento da vegetação no sul do Brasil. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil – XXX Congresso Nacional de Botânica**. SBB. p.219-22.
Lindberg, A.B. & J.M. Olesen. 2001. The fragility of extreme specialization: *Passiflora mixta* and its pollinating hummingbird *Ensifera ensifera*. **Journal of Tropical Ecology 17**(2): 323-9.
Lindbladh, M.; R. Bradshaw & B. Holmqvist. 2000. Pattern and process in south Swedish forests during the last 3000 years, sensed at stand and regional scales. **Journal of Ecology 88**(1): 113-28.
Lindenmayer, D.B.; A.D. Manning; P.L. Smith; H.P. Possingham; J. Fischer; I. Oliver & M.A. McCarthy. 2002a. The focal-species approach and landscape restoration: a critique. **Conservation Biology 16**(2): 338-45.
Lindenmayer, D.B.; B.G. Mackey; I.C. Mullen; M.A. McCarthy; A.M. Gill; R.B. Cunningham & C.F. Donnelly. 1999. Factors affecting stand structure in forests – are there climatic and topographic determinants? **Forest Ecology and Management 123**(1): 55-63.
Lindenmayer, D.B.; C.R. Margules & D.B. Botkin. 2000a. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. **Conservation Biology 14**(4): 941-50.
Lindenmayer, D.B. & M.A. McCarthy. 2002. Congruence between natural and human forest disturbance: a case study from Australian montane ash forests. **Forest Ecology and Management 155**(1-3): 319-35.
Lindenmayer, D.B.; R.B. Cunningham; C.F. Donnelly & J.F. Franklin. 2000b. Structural features of old-growth Australian montane ash forests. **Forest Ecology and Management 134**(1-3): 189-204.
Lindenmayer, D.B.; R.B. Cunningham; C.F. Donnelly & R. Lesslie. 2002b. On the use of landscape surrogates as ecological indicators in fragmented forests. **Forest Ecology and Management 159**(3): 203-16.
Linhart, Y.B. & M.C. Grant. 1996. Evolutionary significance of local genetic differentiation in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 237-77.
Linnell, J.D.C.; J.E. Swenson & R. Andersen. 2000. Conservation of biodiversity in Scandinavian boreal forests: large carnivores as flagships, umbrellas, indicators, or keystones? **Biodiversity and Conservation 9**(7): 857-68.
Lins, L.V.; A.B.M. Machado; C.M.R. Costa & G. Herrmann. 1997. Roteiro metodológico para elaboração de listas de espécies ameaçadas de extinção. **Publicações Avulsas da Fundação Biodiversitas** (1).
Lloret, F. & G. Marí. 2001. A comparison of the medieval and the current fire regimes in managed pine forests of Catalonia (NE Spain). **Forest Ecology and Management 141**(3): 155-63.
Lloret, F.; M. Verdú; N. Flores-Hernández & A. Valiente-Banuet. 1999. Fire and resprouting in Mediterranean ecosystems: insights from an external biogeographical region, the mexical shrubland. **American Journal of Botany 86**(12): 1655-61.
Lodge, D.J.; W.H. McDowell & C.P. McSwiney. 1994. The importance of nutrient pulses in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution 9**(10): 384-7.
Lombard, A.T.; C.F. Johnson; R.M. Cowling & R.L. Pressey. 2001. Protecting plants from elephants: botanical reserve scenarios within the Addo Elephant National Park, South Africa. **Biological Conservation 102**(2): 191-203.
Lomolino, M.V. 2000a. Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. **Journal of Biogeography 27**(1): 17-26.
Lomolino, M.V. 2000b. A call for a new paradigm of island biogeography. **Global Ecology and Biogeography 9**(1): 1-6.
Lomolino, M.V. 2000c. A species-based theory of insular zoogeography. **Global Ecology and Biogeography 9**(1): 39-58.
Longo, A.N. 1979. Papel da iniciativa privada na preservação da flora em Blumenau. **Anais da Sociedade Botânica do Brasil – XXX Congresso Nacional de Botânica**. SBB. p.231-3.
Lonsdale, W.M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. **Ecology 80**: 1522-36.
Loope, L.L. & A.C. Medeiros. 1994. Biotic interactions in Hawaiian high elevation ecosystems. **In** P.W. Rundel, A.P. Smith & F.C. Meinzer eds., **Tropical alpine environments. Plant form and function**. Cambridge University Press. p.337-54.
Loreau, M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. **Oikos 91**(1): 3-17.
Loreau, M.; S. Naeem; P. Inchausti; J. Bengtsson; J.P. Grime; A. Hector; D.U. Hooper; M.A. Huston; D. Raffaelli; B. Schmid; D. Tilman & D.A. Wardle. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science 294**(5543): 804-8.
Losos, E. 1993. The future of the US Endangered Species Act. **Trends in Ecology & Evolution 8**(9): 332-6.
Lovejoy, T.E. 1982. Designing refugia for tomorrow. **In** G.T. Prance ed., **Biological diversification in the tropics**. Columbia University Press. p.673-80.

Lovejoy, T.E.; R.O. Bierregaard Jr.; A.B. Rylands; J.R. Malcolm; C.E. Quintela; L.H. Harper; K.S. Brown Jr.; A.H. Powell; G.V.N. Powell; H.O.R. Schubart & M.B. Hays. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.257-85.

Lovett, G.M. 1994. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. **Ecological Applications 4**(4): 629-50.

Lucas, P.W.; I.M. Turner; N.J. Dominy & N. Yamashita. 2000. Mechanical defences to herbivory. **Annals of Botany 86**(5): 913-20.

Lucas, R.M.; M. Honzák; I. Amaral; P.J. Curran; G.M. Foody & S. Amaral. 1998. Avaliação da composição florística, biomassa e estrutura de florestas tropicais em regeneração: a contribuição do sensoriamento remoto. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.61-82.

Luczaj, L. & B. Sadowska. 1997. Edge effect in different groups of organisms: vascular plant, bryophyte and fungi species richness across a forest-grassland border. **Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 32**(4): 343-53.

Luna V., I.; O.A. Ayala; D.E. Organista & J.J. Morrone. 1999. Historical relationships of the Mexican cloud forests: a preliminary vicariance model applying Parsimony Analysis of Endemicity to vascular plant taxa. **Journal of Biogeography 26**(6): 1299-305.

Luoto, M. 2000. Modelling of rare plant species richness by landscape variables in an agriculture area in Finland. **Plant Ecology 149**(2): 157-68.

Lush, C. 1995. Cloud forests of the Rwenzori Mountains, Uganda: research and management possibilities. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.212-22. (Ecological Studies, 110).

Luteyn, J.L. 1999. Páramos. A checklist of plant diversity, geographical distribution, and botanical literature. **Memoirs of the New York Botanical Garden 84**: i-xxii, 1-278.

Lutz, E.; J.J. Schneller & R. Holderegger. 2000. Understanding population history for conservation purposes: population genetics of *Saxifraga aizoides* (Saxifragaceae) in the lowlands and lower mountains north of the Alps. **American Journal of Botany 87**(4): 583-90.

Lutzenberger, J.A. 1978. **Fim do futuro? Manifesto ecológico brasileiro**. Ed. Movimento & Ed. da UFRGS.

Lutzenberger, J.A. 1990. A sistemática demolição da floresta virgem tropical na Amazônia. **In** G. Bologna org., **Amazônia, adeus**. Nova Fronteira. p.55-68. [original em **The Ecologist** (6), 1982].

Lutzenberger, J.A. 1991. Introdução. **In** J. Porritt, **Salve a Terra**. Ed. Globo & Círculo do Livro. p.10-2.

Lutzenberger, J.A. 2001. O absurdo da agricultura. **Estudos Avançados 15**(43): 61-74.

Lynch, A.J.J. & V.J. Neldner. 2000. Problems of placing boundaries on ecological continua – options for a workable national rainforest definition in Australia. **Australian Journal of Botany 48**(4): 511-30.

Lyon, J. & R.H. Horwich. 1996. Modification of tropical forest patches for wildlife protection and community conservation in Belize. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.205-30.

Maack, R. 1981. **Geografia física do estado do Paraná**. 2ed. Livraria José Olympio Ed. & Secretaria da Cultura e do Esporte.

Mac Nally, R. & P.S. Lake. 2000. On the generation of diversity in archipelagos: a re-evaluation of the Quinn-Harrison 'saturation index'. **Journal of Biogeography 26**(2): 285-95.

MacArthur, R.H. & E.O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution 17**(4): 373-87.

MacArthur, R.H. & E.O. Wilson. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press.

MacDougall, A. & M. Kellman. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. **Journal of Biogeography 19**(6): 667-75.

Mace, G.M. 1994a. An investigation into methods for categorizing the conservation status of species. **In** P.J. Edwards, R.M. May & N.R. Webb eds., **Large-scale ecology and conservation biology**. Blackwell Science. p.293-312.

Mace, G.M. 1994b. Classifying threatened species: means and ends. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B 344**(1307): 91-7.

Mace, G.M. 1995. Classification of threatened species and its role in conservation planning. **In** J.H. Lawton & R.M. May eds., **Extinction rates**. Oxford University Press. p.197-213.

Mace, G.M. & R. Lande. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. **Conservation Biology 5**(2): 148-57.

MacFadden, B.J. 2000. Cenozoic mammalian herbivores from the Americas: reconstructing ancient diets and terrestrial communities. **Annual Review of Ecology and Systematics 31**: 33-59.

Machado, L.A.Z. 1999. **Manejo de pastagem nativa**. Livraria e Editora Agropecuária.

Mack, R.N.; D. Simberloff; W.M. Lonsdale; H. Evans; M. Clout & F. Bazzaz. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences and control. **Issues in Ecology** (5): 1-25.

Mack, R.N. & W.M. Lonsdale. 2001. Human as global plant dispersers: getting more than we bargained for. **BioScience 51**(2): 95-102.

Madany, M.H. & N.E. West. 1983. Livestock grazing–fire regime interactions within montane forests of Zion National Park, Utah. **Ecology 64**(4): 661-7.

Maehr, D.S.; E.D. Land; D.B. Shindle; O.L. Bass & T.S. Hoctor. 2002. Florida panther dispersal and conservation. **Biological Conservation 106**(2): 187-97.

Maggs, G.L.; P. Craven & H.H. Kolberg. 1998. Plant species richness, endemism, and genetic resources in Namibia. **Biodiversity and Conservation 7**(4): 435-46.

Magnanini, A. 1983. Uma chave para seleção de espécies vegetais ou animais ameaçadas de extinção. **Boletim FBCN 18**:49-55.
Magura, T. 2002. Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. **Forest Ecology and Management 157**(1-3): 23-37.
Mahlman, J.D. 1997. Uncertainties in projections of human-caused climate warming. **Science 278**(5342): 1416-7.
Main, A.R. 1984. Rare species: problems of conservation. **Search 15**(3-4): 93-7.
Maina, G.G. & H.F. Howe. 2000. Inherent rarity in community restoration. **Conservation Biology 14**(5): 1335-40.
Major, J. 1988. Endemism: a botanical perspective. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.117-46.
Malakoff, D. 1999. Fighting fire with fire. **Science 285**(5435): 1841-3.
Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology 75**(8): 2438-45.
Mallet, J. 1996. The genetics of biological diversity: from varieties to species. **In** K.J. Gaston ed., **Biodiversity. A biology of numbers and difference**. Blackwell Science. p.13-53.
Mangel, M. 2002. The important role of theory in conservation biology. **Conservation Biology 16**(3): 843-4.
Mangel, M. & C. Tier. 1994. Four facts every conservation biologist should know about persistence. **Ecology 75**(3): 607-14.
Mann, C.C. & M.L. Plummer. 1995. Are wildlife corridors the right path? **Science 270**(5241): 1428-30.
Mantovani, W. & S.M. Silva. 1999a. Considerações fitogeográficas e conservacionistas sobre a Floresta Atlântica no Brasil. http://www.conservation.org.br/ma/rp_flora.htm [p.1-14].
Mantovani, W. & S.M. Silva. 1999b. Aspectos fitogeográficos [e conservacionistas] dos campos sulinos do Brasil. http://www.conservation.org.br/ma/rp_flora.htm [p.14-9].
Marchioretto, M.S. & J.C. Siqueira. 1998. Espécies endêmicas do Rio Grande do Sul (angiospermas-dicotiledôneas): estudo dos padrões de distribuição fitogeográfica. **Pesquisas, Botânica** (48): 111-44.
Margules, C.R. 1986. Conservation evaluation in practice. **In** M.B. Usher ed., **Wildlife conservation evaluation**. Chapman and Hall. p.297-314.
Margules, C.R. 1993. The Wog Wog habitat fragmentation experiment. **Environmental Conservation 19**: 316-25.
Margules, C.R. & M.P. Austin. 1994. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data base. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B 344**(1307): 69-75.
Margules, C.R. & M.P. Austin. 1995. Biological models for monitoring species decline: the construction and use of data base. **In** J.H. Lawton & R.M. May eds., **Extinction rates**. Oxford University Press. p.183-96.
Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. **Nature 405**(6783): 243-53.
Margulis, L. 2001. **O planeta simbiótico. Uma nova perspectiva da evolução**. Rocco.
Marini-Filho, O.J. & R.P. Martins. 2000. Teoria de metapopulações. Novos princípios na biologia da conservação. **Ciência Hoje 27**(160): 22-9.
Mark, A.F. & G.D. McSweeney. 1990. Patterns of impoverishment in natural communities: case history studies in forest ecosystems – New Zealand. **In** G.M. Woodwell ed., **The Earth in transition. Patterns and processes of biotic impoverishment**. Cambridge University Press. p.151-76.
Marshall, L.G. 1988. Extinction. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.219-54.
Martinelli, G. 1984. Nota sobre *Worsleya rayneri* (J.D. Hooker) Traub & Moldenke, espécie ameaçada de extinção. **Rodriguésia 36**(58): 65-72.
Martins, E.S. 2000. As cinzas de Roraima. **Ciência Hoje 27**(157): 6-9.
Martins, I.C.M.; V.P. Soares; E. Silva & R.S. Brites. 2002. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore 26**(3): 299-309.
Maschinski, J. 2001. Impacts of ungulate herbivores on a rare willow at the southern edge of its range. **Biological Conservation 101**(1): 119-30.
Matias, L.Q. & P.I.S. Braga. 1992. Proposta de metodologia para o estudo de espécies vegetais ameaçadas de extinção. I. *Constantia ciponesis*. **Resumos do Simpósio sobre estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas**. UFRJ. p.155.
Matlack, G.R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation 66**(3): 185- 94.
Matlack, G.R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge – trends in space and successional time. **Journal of Ecology 82**(1): 113-23. [somente sobre mata decídua]
Matocq, M.D. & F.X. Villablanca. 2001. Low genetic diversity in an endangered species: recent or historic pattern? **Biological Conservation 98**(1): 61-8.
Matsuda, H.; T. Yahara & Y. Kaneko. 2000. Extinction risk assessment of threatened species. **Population Ecology 42**(1): 3-4. [continuação de Researches on Population Ecology]
Matthews, W.S.; A.E. van Wyk & G.J. Bredenkamp. 1993. Endemic flora of the north-eastern Transvaal Escarpment, South Africa. **Biological Conservation 63**: 83-94.
Mátyás, C. 1996. Climatic adaptation of trees: rediscovering provenance tests. **Euphytica 92**: 45-54.
Mauchamp, A.; I. Aldaz; E. Ortiz & H. Valdebenito. 1998. Threatened species, a re-evaluation of the status of eight endemic plants of the Galápagos. **Biodiversity and Conservation 7**(1): 97-107.
Maunder, M.; A. Culham; B. Alden; G. Zizka; C. Orliac; W. Lobin; A. Bordeu; J.M. Ramirez & S. Glissmann-Gough. 2000. Conservation of the Toromiro tree: case study in the management of a plant extinct in the wild. **Conservation Biology 14**(5): 1341-50.
May, R.M.; J.H. Lawton & N.E. Stork. 1995. Assessing extinction rates. **In** J.H. Lawton & R.M. May eds., **Extinction rates**. Oxford University Press. p.1-24.

Mayr, E. 1981. Biological classification: toward a synthesis of opposing methodologies. **Science 214**(4520): 510-6.
Mayr, E. 1999. Understanding evolution. **Trends in Ecology & Evolution 14**(9): 372-3.
Mayr, E. 2000. Biology in the twenty-first century. **BioScience 50**(10): 895-7.
Mazancourt, C. 2001. Consequences of community drift. **Science 293**(5536): 1772.
Mazzolli, M.; M.E. Graipel & N. Dunstone. 2002. Mountain lion depredation in southern Brazil. **Biological Conservation 105**(1): 43-51.
Mbow, C.; T.T. Nielsen & K. Rasmussen. 2000. Savanna fires in east-central Senegal: distribution patterns, resource management and perceptions. **Human Ecology 28**(4): 561-83.
McCann, K.S. 2000. The diversity–stability debate. **Nature 405**(6783): 228-33.
McCarty, J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. **Conservation Biology 15**(2): 320-31.
McCoy, E.D. & H.R. Mushinsky. 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat. **Ecology 75**(2): 446-57.
McCoy, E.D. & H.R. Mushinsky. 1999. Habitat fragmentation and the abundances of vertebrates in the Florida scrub. **Ecology 80**(8): 2526-38.
McDonald, D.J.; J.M. Juritz; R.M. Cowling & W.J. Knottenbelt. 1995. Modelling the biological aspects of local endemism in South African Fynbos. **Plant Systematics and Evolution 195**(3-4): 137-47.
McDonald, D.J. & R.M. Cowling. 1995. Towards a profile of an endemic mountain fynbos flora: implications for conservation. **Biological Conservation 72**(1): 1-12.
McElroy, D.M.; J.A. Shoemaker & M.E. Douglas. 1997. Discriminating *Gila robusta* and *Gila cypha*: risk assessment and the Endangered Species Act. **Ecological Applications 7**(3): 958-67.
McGarigal, K. & S.A. Cushman. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. **Ecological Applications 12**(2): 335-45.
McGlone, M.S.; R.P. Duncan & P.B. Heenan. 2001. Endemism, species selection and the origin and distribution of the vascular plant flora of New Zealand. **Journal of Biogeography 28**(2): 199-216.
McIntyre, S. & T.G. Martin. 2001. Biophysical and human influences on plant species richness in grasslands: comparing variegated landscapes in subtropical and temperate regions. **Austral Ecology 26**(3): 233-45.
McKinney, M.L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. **Annual Review of Ecology and Systematics 28**: 495-516.
McKinney, M.L. & J.L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution 14**(11): 450-3.
McNeely, J.A. 1995. Foreword: indigenous people and national parks in South America. **In** S. Amend & T. Amend eds., **National parks without people? The South American experience**. IUCN. p.19-25.
McNeil, J. 2000. Naming the groups: developing a stable and efficient nomenclature. **Taxon 49**(4): 705-20.
McNeil, R.J. 1986. Evaluation of tropical land for wildlife conservation potential. **In** M.B. Usher ed., **Wildlife conservation evaluation**. Chapman and Hall. p.95-110.
Meave, J. & M. Kellman. 1994. Maintenance of rain forest diversity in riparian forests of tropical savannas: implications for species conservation during Pleistocene drought. **Journal of Biogeography 21**(2): 121-35.
Meave, J.; M. Kellman; A. MacDougall & J. Rosales. 1991. Riparian habitats as tropical forest refugia. **Global Ecology and Biogeography Letters 1**: 69-76.
Mech, S.G. & J.G. Hallett. 2001. Evaluating the effectiveness of corridors: a genetic approach. **Conservation Biology 15**(2): 467-74. [sobre duas espécies de ratos]
Médail, F. & R. Verlaque. 1997. Ecological characteristics and rarity of endemic plants from southeast France and Corsica: implications for biodiversity conservation. **Biological Conservation 80**(3): 269-81.
Medeiros, A.C.; L.L. Loope & R.W. Hobdy. 1995. Conservation of cloud forests in Maui County (Maui, Moloka'i, and Lana'i), Hawaiian Islands. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.223-33. (Ecological Studies, 110).
Meffe, G.K. 2001. Editor's note. **Conservation Biology 15**(5): 1258.
Meffe, G.K. & C.R. Carroll. 1997. **Principles of conservation biology**. 2ed. Sinauer.
Meffert, L.M. 1999. How speciation experiments relate to conservation biology. **BioScience 49**(9): 701-11.
Meiners, S.J.; S.N. Handel & S.T.A. Pickett. 2000. Tree seedling establishment under insect herbivory: edge effects and inter-annual variation. **Plant Ecology 151**(2): 161-70.
Meirelles, S.T. 1990. **Ecologia da vegetação de afloramentos rochosos do litoral da região sudeste**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Ecologia da Unicamp.
Mello Filho, L.E.; G.V. Somner & A.L. Peixoto coords. 1992. **Centuria Plantarum Brasiliensium Exstintionis Minitata**. SBB.
Melo, V.A.; J.J. Griffith; P. De Marco Jr.; E. Silva; A.L. Souza; M.C. Guedes & T.F. Ozório. 2000. Efeito de poleiros artificiais na dispersão de sementes por aves. **Revista Árvore 24**(3): 235-40.
Mendes, I.C.A.; C.E.S. Silveira & J.E. Paula. 1999. Aspectos da brotação de espécies arbóreas do cerrado após a incidência de fogo e tipos de casca. **Programas e resumos do 50° Congresso Nacional de Botânica**. SBB/FURB/UFSC/Unesc/HBR/Epagri. p.217-8.
Mendonça, M.P. & L.V. Lins orgs. 2000. **Lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da flora de Minas Gerais**. Fundação Biodiversitas & Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte.

Menges, E.S. 1991. The application of minimum viable population theory to plants. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.45-61.

Menges, E.S. 2000. Population viability analyses in plants: challenges and opportunities. **Trends in Ecology & Evolution 15**(2): 51-6.

Merriam, G. & J. Wegner. 1992. Local extinctions, habitat fragmentation, and ecotones. **In** A.J. Hansen & F. di Castri eds., **Landscape boundaries. Consequences for biotic diversity and ecological flows**. Springer-Verlag. p.150-69. (Ecological Studies, 92).

Mesquita, R.C.G.; P. Delamônica & W.F. Laurance. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation 91**(2-3): 129-34.

Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências 71**(3-I): 445-63.

Metzger, J.-P. & H. Décamps. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta OEcologica 18**(1): 1-12.

Metzger, J.P.; L.C. Bernacci & R. Goldenberg. 1997. Patterns of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology 133**(2): 135-52.

Metzger, J.P.; R. Goldenberg & L.C. Bernacci. 1999. Caminhos da biodiversidade. **Ciência Hoje 25**(146): 62-4.

Meyerowitz, E.M. 2002. Plants compared to animals: the broadest comparative study of development. **Science 295**(5559): 1482-5.

Michelangeli, F.A. 2000. Species composition and species-area relationships in vegetation isolates on the summit of a sandstone mountain in southern Venezuela. **Journal of Tropical Ecology 16**(1): 69-82.

Mihulka, S. & P. Pysek. 2001. Invasion history of *Oenothera* congeners in Europe: a comparative study of spreading rates in the last 200 years. **Journal of Biogeography 28**(5): 597-609.

Milani, D. 2000. Incêndios florestais no Amapá. **Floresta 30**(1/2): 23-36.

Milano, M.S. 2001. Unidades de conservação - técnica, lei e ética para a conservação da biodiversidade. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.3-41.

Milchunas, D.G. & W.K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. **Ecological Monographs 63**(4): 327-66.

Miles, J.; R.P. Cummins; D.D. French; S. Gardner; J.L. Orr & M.C. Shewry. 2001. Landscape sensitivity: an ecological view. **Catena 42**(2-4): 125-41.

Miller, A.L. & R.P. Duncan. 2003. Extrinsic and intrinsic controls on the distribution of the critically endangered cress, *Ischnocarpus exilis* (Brassicaceae). **Biological Conservation 110**(1): 153-60.

Miller, B.; R. Reading; C. Conway; J.A. Jackson; M. Hutchins; N. Snyder; S. Forrest; J. Frazier & S. Derrickson. 1994. A model for improving endangered species recovery programs. **Environmental Management 18**(5): 637-45.

Miller, J.R. & R.J. Hobbs. 2002. Conservation where people live and work. **Conservation Biology 16**(2): 330-7.

Miller, K.R. 1997a. Evolução do conceito de áreas de proteção – oportunidades para o século XXI. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.3-21.

Miller, K.R. 1997b. **Em busca de um novo equilíbrio. Diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio do manejo biorregional**. Ibama.

Mills, L.S.; M.E. Soulé & D.F. Doak. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. **BioScience 43**(4): 219-24.

Milne, J.A. & S.E. Hartley. 2001. Upland plant communities – sensitivity to change. **Catena 42**(2-4): 333-43.

Ministério do Meio Ambiente; Conservation International do Brasil; Fundação SOS Mata Atlântica; Fundação Biodiversitas; Instituto de Pesquisas Ecológicas; Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e [dos] Campos Sulinos**. Ministério do Meio Ambiente.

Ministério do Meio Ambiente/SBF [Secretaria de Biodiversidade e Florestas]. 2002. **Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. MMA/SBF.

Minnich, R.A. 2001. An integrated model of two fire regimes. **Conservation Biology 15**(6): 1549-53.

Miranda, H.S.; C.H. Saito & B.F.S. Dias orgs. 1996a. **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Departamento de Ecologia da UnB.

Miranda, H.S.; E.P. Rocha e Silva & A.C. Miranda. 1996b. Comportamento do fogo em queimadas de campo sujo. **In** H.S. Miranda, C.H. Saito & B.F.S. Dias orgs., **Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga**. Departamento de Ecologia da UnB. p.1-10.

Miriti, M.N. 1998. Regeneração florestal em pastagens abandonadas na Amazônia central: competição, predação e dispersão de sementes. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.179-90.

Mistretta, O. 1994. Genetics of species re-introductions: applications of genetic analysis. **Biodiversity and Conservation 3**: 184-90.

Mitchell-Olds, T. 2001. *Arabidopsis thaliana* and its wild relatives: a model system for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution 16**(12): 693-700.

Mittermeier, R.A.; N. Myers; P. Robles Gil & C.G. Mittermeier. 1999. **Hotspots. Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX & Conservation International.

Mittermeier, R.A.; N. Myers; J.B. Thomsen; G.A.B. Fonseca & S. Olivieri. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. **Conservation Biology 12**(3): 516-20.

Moilanen, A. & M. Nieminen. 2002. Simple connectivity measures in spatial ecology. **Ecology 83**(4): 1131-45.

Mooney, H.A. & E.E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5446-51.

Moreira, A.G. 2000. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography 27**(4): 1021-9.

Moreira, M.Z.; L.S.L. Sternberg & D.C. Nepstad. 2000. Vertical patterns of soil water uptake by plants in a primary forest and an abandoned pasture in the eastern Amazon: an isotopic approach. **Plant and Soil 222**(1/2): 95-107.

Moreno-Casasola, P. 1996. **Vida y obra de granos y semillas**. Fondo de Cultura Económica. (La Ciencia desde México, 146).

Moreno Saiz, J.C.; I. Castro Parga & H. Sainz Ollero. 1998. Numerical analyses of distributions of Iberian and Balearic endemic monocotyledons. **Journal of Biogeography 25**(1): 179-94.

Mori, S.A.; B.M. Boom & G.T. Prance. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. **Brittonia 33**(2): 233-45.

Moritz, C. 1994. Defining "Evolutionarily Significant Units" for conservation. **Trends in Ecology & Evolution 9**(10): 373-5.

Moritz, C. 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it. **Systematic Biology 51**(2): 238-54.

Moritz, C. & D.P. Faith. 1998. Comparative phylogeography and the identification of genetically divergent areas for conservation. **Molecular Ecology 7**(4): 419-29.

Moritz, C.; L. Joseph; M. Cunningham & C. Schneider. 1997. Molecular perspectives on historical fragmentation of Australian tropical and subtropical rainforests: implications for conservation. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.442-54.

Morrison, M.L. 2000. Facilitating development of multiple-species conservation reserves and Habitat Conservation Plans: a synthesis of recommendations. **Environmental Management 26**(Suppl. 1): S3-S6.

Morsello, C. 2001. **Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo**. Annablume & FAPESP.

Morsello, C. & W. Mantovani. 1997. Mecanismo de seleção de RPPN: uma crítica. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.2, p.15-30.

Moser, D.E. 2000. Habitat Conservation Plans under the U.S. Endangered Species Act: the legal perspective. **Environmental Management 26**(Suppl. 1): S7-S13.

Muller-Landau, H.C.; S.J. Wright; O. Calderón; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 2002. Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case-studies from a tropical forest. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.35-53.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution 10**(2): 58-62.

Murcia, C. 1996. Forest fragmentation and the pollination of neotropical plants. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.19-36.

Murcia, C. 1997. Evaluation of Andean alder as a catalyst for the recovery of tropical cloud forests in Colombia. **Forest Ecology and Management 99**: 163-70.

Murphy, P.G. & A.E. Lugo. 1986. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics 17**: 67-88.

Murray, B.R.; P.H. Thrall; A.M. Gill & A.B. Nicotra. 2002. How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. **Austral Ecology 27**(3): 291-310.

Murrell, D.J.; D.W. Purves & R. Law. 2001. Uniting pattern and process in plant ecology. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 529-30.

Murren, C.J. 2002. Effects of habitat fragmentation on pollination: pollinators, pollinia viability and reproductive success. **Journal of Ecology 90**(1): 100-7. [em uma espécie de *Catasetum*, Orchidaceae]

Musil, C.F.; M.C. Rutherford; L.W. Powrie; L.O. Björn & D.J. McDonald. 1999. Spatial and temporal changes in South African solar ultraviolet-B exposure: implications for threatened taxa. **Ambio 28**(5): 450-6.

Myers, A.A. & P.S. Giller eds. 1988. **Analytical biogeography**. Chapman and Hall.

Myers, C.W. 1969. The ecological geography of cloud forest in Panama. **American Museum Novitates** (2396): 1-52.

Myers, J.; D. Simberloff; A. Kuris & J.R. Carey. 2000a. Reply from J. Myers, D. Simberloff, A. Kuris and J. Carey. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 515-6.

Myers, J.H.; D. Simberloff; A.M. Kuris & J.R. Carey. 2000b. Eradication revisited: dealing with exotic species. **Trends in Ecology & Evolution 15**(8): 316-20.

Myers, N. 1986. Tropical deforestation and a mega-extinction spasm. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.394-409.

Myers, N. 1988. Threatened biotas: "hotspots" in tropical forests. **Environmentalist 8**(3): 1-20.

Myers, N. 1990. Desmatamento tropical e variações climáticas. **In** G. Bologna org., **Amazônia, adeus**. Nova Fronteira. p.17-35. [original em Environmental Conservation (4), 1988].

Myers, N. 1992. Florestas tropicais. **In** J. Leggett ed., **Aquecimento global. O relatório do Greenpeace**. Ed. da Fundação Getulio Vargas. p.346-71.

Myers, N. 1993. Questions of mass extinction. **Biodiversity and Conservation 2**(1): 2-17.

Myers, N. & A.H. Knoll. 2001. The biotic crisis and the future of evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5389-92.

Myers, N.; R.A. Mittermeier; C.G. Mittermeier; G.A.B. Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature 403**(6772): 853-8.

Nabinger, C. 2002. Campos sulinos: manejo sustentável de um ecossistema pastoril. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.101-5.

Nascimento, A.R.T.; S.J. Longhi; A. Alvarez Filho & G.S. Gomes. 2000. Análise da diversidade florística e dos sistemas de dispersão de sementes em um fragmento florestal na região central do Rio Grande do Sul, Brasil. **Napaea** (12): 49-67.

Nascimento, C. & A. Homma. 1984. **Amazônia: meio ambiente e tecnologia agrícola**. Embrapa-CPATU. (Embrapa-CPATU. Documentos, 27).

Nascimento, H.E.M.; A.A.J. Tabanez & V.M. Viana. 1996. Estrutura e dinâmica de dois fragmentos de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.57.

Nascimento, H.E.M.; A.S. Dias; A.A.J. Tabanez & V.M. Viana. 1999. Estrutura e dinâmica de populações arbóreas de um fragmento de floresta estacional semidecidual na região de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia 59**(2): 329-42.

Nascimento, M.T.; J.M. Felfili; A.T. Oliveira Filho; M.A.L. Fontes; J.T. França; J. Hay & R. Gribel. 2000. Efeitos do fogo nas florestas. **Ciência Hoje 27**(157): 40-3.

Nason, J.D.; P.R. Aldrich & J.L. Hamrick. 1997. Dispersal and the dynamics of genetic structure in fragmented tropical tree populations. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.304-20.

Nathan, R. 2001. The challenges of studying dispersal. **Trends in Ecology & Evolution 16**(9): 481-3.

Negrelle, R.R.B. 2001. Espécies raras da Floresta Pluvial Atlântica? **Biotemas 14**(2): 7-21.

Nepstad, D.; A. Veríssimo; P. Moutinho & C. Nobre. 2000. O empobrecimento oculto da floresta amazônica. **Ciência Hoje 27**(157): 70-3.

Nepstad, D.; G. Carvalho; A.C. Barros; A. Alencar; J.P. Capobianco; J. Bishop; P. Moutinho; P. Lefebvre; U.L. Silva Jr. & E. Prins. 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management 154**(3): 395-407.

Nepstad, D.C.; C. Uhl & E.A.S. Serrão. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio 20**(63): 248-55.

Nepstad, D.C.; P.R. Moutinho; C. Uhl; I.C. Vieira & J.M.C. Silva. 1996a. The ecological importance of forest remnants in an eastern Amazonian frontier landscape. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.133-50.

Nepstad, D.C.; C. Uhl; C.A. Pereira & J.M.C. Silva. 1996b. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia. **Oikos 76**(1): 25-39. [traduzido em: 1998. Estudo comparativo do estabelecimento de árvores em pastos abandonados e florestas adultas da Amazônia oriental. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.191-218.]

Neumann, G. & E. Martinoia. 2002. Cluster roots - an underground adaptation for survival in extreme environments. **Trends in Plant Science** 7(4): 162-7.

Newman, A. 1990. **Tropical rainforest**. Facts on File.

Newmark, W.D. 2001. Tanzanian forest edge microclimatic gradients: dynamic patterns. **Biotropica 33**(1): 2-11.

Newton, A.C.; T.R. Allnutt; A.C.M. Gillies; A.J. Lowe & R.A. Ennos. 1999. Molecular phylogeography, intraspecific variation and the conservation of tree species. **Trends in Ecology & Evolution 14**(4): 140-5.

Niklas, K.J. 1997. **The evolutionary biology of plants**. University of Chicago Press.

Niklasson, M. & A. Granström. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. **Ecology 81**(6): 1484-99.

Niklasson, M. & B. Drakenberg. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. **Biological Conservation 101**(1): 63-71.

Nilsson, C. & G. Grelsson. 1995. The fragility of ecosystems: a review. **Journal of Applied Ecology 32**(4): 677-92.

Nilsson, C.; G. Grelsson; M. Johansson & U. Sperens. 1988. Can rarity and diversity be predicted in vegetation along river banks? **Biological Conservation 44**: 201-12.

Nilsson, C. & K. Berggren. 2000. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. **BioScience 50**(9): 783-92.

Nilsson, S.G.; M. Niklasson; J. Hedin; G. Aronsson; J.M. Gutowski; P. Linder; H. Ljungberg; G. Mikusinski & T. Ranius. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. **Forest Ecology and Management 161**(1-3): 189-204.

Nimer, E. & A.A.B. Oliveira. 1990. Clima. **Geografia do Brasil.** v.2, Região Sul. IBGE. p.151-87.

Nodari, R.O. & M.P. Guerra. 1999. Biodiversidade: aspectos biológicos, geográficos, legais e éticos. **In** C.M.O. Simões, E.P. Schenkel, G. Gosmann, J.C.P. Mello, L.A. Mentz & P.R. Petrovick orgs., **Farmacognosia da planta ao medicamento**. Ed. da UFSC & Ed. da Universidade/UFRGS. p.11-24.

Nodari, R.O.; M.S. Reis & M.P. Guerra. 2000. Conservação do palmiteiro (*Euterpe edulis* Martius). **Sellowia 49-52**(49-52): 304-23.

Noor, M.A.F. 2002. Is the biological species concept showing its age? **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 153-4.

Norton, D.A. 2000. Conservation biology and private land: shifting the focus. **Conservation Biology 14**(5): 1221-3.

Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. **Conservation Biology 4**(4): 355-64.
Noss, R.F. 1993. Wildlife corridors. **In** D.S. Smith & P.C. Hellmund eds., **Ecology of greenways. Design and function of linear conservation areas**. University of Minnesota Press. p.43-68.
Noss, R.F. & B. Csuti. 1997. Habitat fragmentation. **In** G.K. Meffe & C.R. Carroll, **Principles of conservation biology**. 2ed. Sinauer. p.269-304.
Noss, R.F. & P. Beier. 2000. Arguing over little things: response to Haddad et al. **Conservation Biology 14**(5): 1546-8.
Novacek, M.I. & E.E. Cleland. 2001. The current biodiversity extinction event: scenarios for mitigation and recovery. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5466-70.
Nunney, L. & D.R. Elam. 1994. Estimating the effective population size of conserved populations. **Conservation Biology 8**(1): 175-84.

Obeso, J.R. 2002. The costs of reproduction in plants. **New Phytologist 155**(3): 321-48.
O'Brien, P.Y. 1995. Hot-button issues for Endangered Species Act reauthorization. **California Agriculture 49**(6): 35-7.
O'Brien, S.J. 1994a. A role for molecular genetics in biological conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 91**: 5748-55.
O'Brien, S.J. 1994b. Genetic and phylogenetic analyses of endangered species. **Annual Review of Genetics 28**: 467-89.
O'Brien, S.J. & E. Mayr. 1991. Bureaucratic mischief: recognizing endangered species and subspecies. **Science 251**: 1187-8.
Odion, D.C. & F.W. Davis. 2000. Fire, soil heating, and the formation of vegetation patterns in chaparral. **Ecological Monographs 70**(1): 149-69.
Olander, L.P.; F.N. Scatena & W.L. Silver. 1998. Impacts of disturbance initiated by road construction in a subtropical cloud forest in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico. **Forest Ecology and Management 109**(1-3): 33-49.
Oldeman, R.A.A. 1989. Dynamics in tropical rain forests. **In** L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev eds., **Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press. p.3-21.
Olff, H.; F.W.M. Vera; J. Bokdam; E.S. Bakker; J.M. Gleichman; K. Maeyer & R. Smit. 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. **Plant Biology 1**(2): 127-37.
Oliveira, A.C.; G.D. Freitas & M.A. Moura. 2000. Campanhas de prevenção a incêndios florestais na V & M Florestal. **Floresta 30**(1/2): 3-9.
Oliveira, L.M.T.; E. Silva; R.S. Brites & A.L. Souza. 1997. Diagnóstico de fragmentos florestais nativos, em nível de paisagem, Eunápolis – BA. **Revista Árvore 21**(4): 501-10.
Oliveira, P.E. 1994. Aspectos da reprodução de plantas de cerrado e conservação. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer 1**: 34-45.
Oliveira-Filho, A.T.; J.M. Mello & J.R.S. Scolfaro. 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology 131**(1): 45-66.
Oliver, R. 1994. **A experiência africana. Da pré-história aos dias atuais**. Jorge Zahar Ed.
Ollerton, J. 1996. Reconciling ecological processes with phylogenetic patterns: the apparent paradox of plant–pollinator systems. **Journal of Ecology 84**(5): 767-9.
Onipchenko, V.G.; M.I. Makarov & E. van der Maarel. 2001. Influence of alpine plants on soil nutrient concentrations in a monoculture experiment. **Folia Geobotanica 36**(3): 225-41.
Oosterhoorn, M. & M. Kappelle. 2000. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management 126**(3): 291-307.
Orlando, H. 1997. Unidades de conservação e manejo da zona de entorno. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.2, p.764-77.
Orr, H.A. 2000. Adaptation and the cost of complexity. **Evolution 54**(1): 13-20.
Ortiz-Pulido, R.; J. Laborde & S. Guevara. 2000. Frugivoría por aves en un paisaje fragmentado: consecuencias en la dispersión de semillas. **Biotropica 32**(3): 473-88.
Otero-Arnaiz, A.; S. Castillo; J. Meave & G. Ibarra-Manríquez. 1999. Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the Chiapas Coastal Plain, México. **Biotropica 31**(2): 243-54.
Ough, K. 2001. Regeneration of Wet Forest flora a decade after clear-felling or wildfire – is there a difference? **Australian Journal of Botany 49**(5): 645-64.
Overpeck, J. & R. Webb. 2000. Nonglacial rapid climate events: past and future. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(4): 1335-8.

Pace, M.L.; J.J. Cole; S.R. Carpenter & J.F. Kitchell. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution 14**(12): 483-8.
Paciorek, C.J.; R. Condit; S.P. Hubbell & R.B. Foster. 2000. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of Ecology 88**(5): 765-77.
Pádua, J.A. 2002. **Um sopro de destruição. Pensamento político e crítica ambiental no Brasil escravista (1786-1888)**. Jorge Zahar Editor.
Paglia, A.P. 1996. Vulnerabilidade à extinção de espécies de mamíferos terrestres brasileiros. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.60.

Palik, B.J. & P.G. Murphy. 1990. Disturbance versus edge effects in sugar-maple/beech forest fragments. **Forest Ecology and Management 32**: 187-202.
Palm, M.E. 1999. Mycology and world trade: a view from the front line. **Mycology 91**(1): 1-12.
Palmer, M.A. 1996. A strategic approach to the conservation of plants in the United Kingdom. **Journal of Applied Ecology 33**: 1231-40.
Palmer, M.A.; N.G. Hodgetts; M.J. Wigginton; B. Ing & N.F. Stewart. 1997. The application to the British flora of the World Conservation Union's revised Red List criteria and the significance of Red Lists for species conservation. **Biological Conservation 82**(3): 219-26.
Paoletti, M.G. 1999. Some unorthodox thoughts: what Western agriculture should learn from Chinese agriculture. **Critical Reviews in Plant Sciences 18**(3): 475-87.
Parry, M.L.; J.H. Porter & T.R. Carter. 1990. Agriculture: climatic change and its implications. **Trends in Ecology & Evolution 5**(9): 318-22.
Parsons, P.A. 1990. The metabolic cost of multiple environmental stresses: implications for climatic change and conservation. **Trends in Ecology & Evolution 5**(9): 315-7.
Parsons, P.A. 1995. Evolutionary response to drought stress: conservation implications. **Biological Conservation 74**(1): 21-7.
Parsons, P.A. 1996. Conservation strategies: adaptation to stress and the preservation of genetic diversity. **Biological Journal of the Linnean Society 58**(4): 471-82.
Pate, J.S. & S.D. Hopper. 1993. Rare and common plants in ecosystems, with special reference to the south-west Australian flora. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.293-325. (Ecological Studies, 99).
Paton, D.C. 2000. Disruption of bird-plant pollination systems in southern Australia. **Conservation Biology 14**(5): 1232-4.
Pattanavibool, A. & P. Dearden. 2002. Fragmentation and wildlife in montane evergreen forests, northern Thailand. **Biological Conservation 107**(2): 155-64.
Paul, E.A. 1989. Soils as components and controllers of ecosystem processes. **In** P.J. Grubb & J.B. Whittaker eds., **Toward a more exact ecology**. Blackwell Scientific Publications. p.353-74.
Paula Couto, C. 1975. Mamíferos fósseis do Quaternário do sudeste brasileiro. **Boletim Paranaense de Geociências** (33): 89-132.
Pedlar, J.H.; J.L. Pearce; L.A. Venier & D.W. McKenney. 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. **Forest Ecology and Management 158**(1-3): 189-94.
Pegtel, D.M. 1998. Rare vascular plant species at risk: recovery by seeding? **Applied Vegetation Science 1**(1): 67-74.
Peixoto, A.L. 1999. Brazilian botany on the threshold of the 21th century: looking through the scientific collections. **Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science 51**(5/6): 349-62.
Pellerin, J.; G.M. Duarte; L.F. Scheibe; M. Mendonça; M.D. Buss; M.A. Monteiro & C. Cardoso. 1997. Timbé do Sul – Jacinto Machado: avaliação preliminar da extensão da catástrofe de 23-24/12/95. **Geosul 12**(23): 71-86.
Pellmyr, O. 1992. Evolution of insect pollination and angiosperm diversification. **Trends in Ecology & Evolution 7**(2): 46-9.
Perault, D.R. & M.V. Lomolino. 2000. Corridors and mammal community structure across a fragmented, old-growth forest landscape. **Ecological Monographs 70**(3): 401-22.
Peres, C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. **Conservation Biology 15**(6): 1490-505.
Peres, C.A. 2002. Expandindo as redes de áreas de conservação na última fronteira selvagem: o caso da Amazônia brasileira. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.163-74.
Peres, C.A. & B. Zimmerman. 2001. Perils in parks or parks in peril? Reconciling conservation in Amazonian reserves with and without use. **Conservation Biology 15**(3): 793-7.
Pérez de la Vega, M. 1996. Plant genetic adaptedness to climatic and edaphic environment. **Euphytica 92**: 27-38.
Persson, L. 1999. Trophic cascades: abiding heterogeneity and the trophic level concept at the end of the road. **Oikos 85**(3): 385-97.
Peteet, D. 2000. Sensitivity and rapidity of vegetational response to abrupt climate change. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(4): 1359-61.
Peterken, G.F. 2001. Ecological effects of introduced tree species in Britain. **Forest Ecology and Management 141**(1-2): 31-42.
Peterson, A.T. & A.G. Navarro-Sigüenza. 1999. Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. **Conservation Biology 13**(2): 427-31.
Petit, C.; H. Fréville; A. Mignot; B. Colas; M. Riba; E. Imbert; S. Hurtrez-Boussés; M. Virevaire & I. Olivieri. 2001. Gene flow and local adaptation in two endemic plant species. **Biological Conservation 100**(1): 21-34.
Petit, R.J.; C. Latouch-Hallé; M.-H. Pemonge & A. Kremer. 2002. Chloroplast DNA variation of oaks in France and the influence of forest fragmentation on genetic diversity. **Forest Ecology and Management 156**(1-3): 115-29.
Pfefferkorn, H.W. 1999. Recuperation from mass extinctions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 96**(24): 13597-9.
Phillips, O.L. 1997. The changing ecology of tropical forests. **Biodiversity and Conservation 6**: 291-311.
Picone, C. 2000. Diversity and abundance of arbuscular-mycorrhizal fungus spores in tropical forest and pasture. **Biotropica 32**(4a): 734-50.
Pigliucci, M. & K. Hayden. 2001. Phenotypic plasticity is the major determinant of changes in phenotypic integration in *Arabidopsis*. **New Phytologist 152**(3): 419-30.

Pilbeam, D. 2000. Hominoid systematics: the soft evidence. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 97**(20): 10684-6.

Pillar, V.D.P. 2000. Padrões e processos em campos do sul do Brasil. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.165-71.

Pillar, V.D.P. & F.L.F. Quadros. 1997. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. **Coenoses 12**(2-3): 87-97.

Pimm, S.L. 1986. Community stability and structure. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.309-29.

Pimm, S.L. 1991. **The balance of nature? Ecological issues in the conservation of species and communities**. University of Chicago Press.

Pimm, S.L. & J.H. Lawton. 1998. Planning for biodiversity. **Science 279**(5359): 2068-9.

Pimm, S.L.; M. Ayres; A. Balmford; G. Branch; K. Brandon; T. Brooks; R. Bustamante; R. Costanza; R. Cowling; L.M. Curran; A. Dobson; S. Farber; G.A.B. Fonseca; C. Gascon; R. Kitching; J. McNeely; T. Lovejoy; R.A. Mittermeier; N. Myers; J.A. Patz; B. Raffle; D. Rapport; P. Raven; C. Roberts; J.P. Rodriguez; A.B. Rylands; C. Tucker; C. Safina; C. Samper; M.L.J. Stiassny; J. Supriatna; D.H. Wall & D. Wilcove. 2001. Can we defy Nature's end? **Science 293**(5538): 2207-8.

Piperno, D.R. & P. Becker. 1996. Vegetational history of a site in the central Amazon basin derived from phytolith and charcoal records from natural soils. **Quaternary Research 45**(2): 202-9.

Pires, A.S.; P.K. Lira; F.A.S. Fernandez; G.M. Schittini & L.C. Oliveira. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation 108**(2): 229-37.

Pitman, N.C.A.; J. Terborgh; M.R. Silman & P. Nuñez V. 1999. Tree species distributions in an upper Amazonian forest. **Ecology 80**(8): 2651-61.

Pitman, N.C.A. & P.M. Jφrgensen. 2002. Estimating the size of the world's threatened flora. **Science 298**(5595): 989.

Pleijel, F. & G.W. Rouse. 2000. Least-inclusive taxonomic unit: a new taxonomic concept for biology. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B, 267**(1443): 627-30.

Polis, G.A. 1994. Food webs, trophic cascades and community structure. **Australian Journal of Ecology 19**: 121-36.

Polis, G.A. 1999. Why are parts of the world green? Multiple factors control productivity and the distribution of biomass. **Oikos 86**(1): 3-15.

Polis, G.A.; A.L.W. Sears; G.R. Huxel; D.R. Strong & J. Maron. 2000. When is a trophic cascade a trophic cascade? **Trends in Ecology & Evolution 15**(11): 473-5.

Polisar, J.; I. Maxit; D. Scognamillo; L. Farrell; M.E. Sunquist & J.F. Eisenberg. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. **Biological Conservation 109**(2): 297-310.

Poore, D. ed. 1992. **Guidelines for mountain protected areas**. IUCN.

Por, F.D. 1992. **Sooretama. The Atlantic Rain Forest of Brazil**. SPB Academic Publishing.

Porritt, J. 1991. **Salve a Terra**. Ed. Globo & Círculo do Livro.

Possingham, H.P.; S.J. Andelman; M.A. Burgman; R.A. Medellín; L.L. Master & D.A. Keith. 2002. Limits to the use of threatened species lists. **Trends in Ecology & Evolution 17**(11): 503-7.

Pott, A. 2000. Dinâmica da vegetação do Pantanal. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.172-5.

Poulsen, B.O. & N. Krabbe. 1997. Avian rarity in ten cloud-forest communities in the Andes of Ecuador: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation 6**(10): 1365-75.

Pounds, J.A.; M.P.L. Fogden & J.H. Campbell. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. **Nature 398**(6728): 611-5.

Power, M.E. 2000. What enables trophic cascades? Commentary on Polis *et al.* **Trends in Ecology & Evolution 15**(11): 443-4.

Power, M.E.; D. Tilman; J.A. Estes; B.A. Menge; W.J. Bond; L.S. Mills; G. Daily; J.C. Castilla; J. Lubchenco & R.T. Paine. 1996. Challenges in the quest for keystones. **BioScience 46**(8): 609-20.

Powledge, F. 1998. Biodiversity at the crossroads. **BioScience 48**(5): 347-52.

Prance, G.T. 2001. Discovering the plant world. **Taxon 50**(2): 345-59.

Prance, G.T.; H. Beentje; J. Dransfield & R. Johns. 2000. The tropical flora remains undercollected. **Annals of the Missouri Botanical Garden 87**(1): 67-71.

Prentice, I.C. 1992. Climate change and long-term vegetation dynamics. **In** D.C. Glenn-Lewin, R.K. Peet & T.T. Veblen eds., **Plant succession. Theory and prediction**. Chapman & Hall. p.293-339.

Prentice, I.C.; D. Jolly & BIOME 6000 participants. 2000. Mid-Holocene and glacial-maximum vegetation geography of the northern continents and Africa. **Journal of Biogeography 27**(3): 507-19.

Prentice, I.C.; W. Cramer; S.P. Harrison; R. Leemans; R.A. Monserud & A.M. Solomon. 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. **Journal of Biogeography 19**(2): 117-34.

Preston, T.R. 1990. Future strategies for livestock production in tropical Third World countries. **Ambio 19**(8): 390-3.

Prieur-Richard, A.-H. & S. Lavorel. 2000. Invasions: the perspective of diverse plant communities. **Austral Ecology 25**(1): 1-7.

Primack, R.B. 1995. **A primer of conservation biology**. Sinauer.

Primack, R.B. & D.W. Inouye. 1993. Factors affecting pollinator visitation rates: a biogeographic comparison. **Current Science 65**(3): 257-62.

Primack, R.B. & E. Rodrigues. 2001. **Biologia da conservação**. Edição dos autores.

Primack, R.B.; R. Rozzi; P. Feinsinger; R. Dirzo & F. Massardo coords. 2001. **Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas lationoamericanas**. Fondo de Cultura Económica.

Primack, R.B. & S.L. Miao. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. **Conservation Biology 6**(4): 513-9.
Pringle, C.M.; M.C. Freeman & B.J. Freeman. 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical-temperate comparisons. **BioScience 50**(9): 807-23.
Pulliam, H.R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. **American Naturalist 132**(5): 652-61.
Pullin, A.S. 2002. **Conservation biology**. Cambridge University Press.
Purrington, C.B. 2000. Costs of resistance. **Current Opinion in Plant Biology 3**(4): 305-8.
Puth, L.M. & K.A. Wilson. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. **Conservation Biology 15**(1): 21-30.
Putz, F.E.; G.M. Blate; K.H. Redford; R. Fimbel & J. Robinson. 2001. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology 15**(1): 7-20.

Quinn, J.F. & S.P. Harrison. 1988. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. **Oecologia 75**(1): 132-40.
Quinn, R.M.; J.H. Lawton; B.C. Eversham & S.N. Wood. 1994. The biogeography of scarce vascular plants in Britain with respect to habitat preference, dispersal ability and reproductive biology. **Biological Conservation 70**(2): 149-57.

Rabinowitz, D.; S. Cairns & T. Dillon. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology. The science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.182-204.
Ralls, K. 1995. Setting priorities for conserving endangered species. **California Agriculture 49**(6): 43.
Rambo, B. 1953a. Estudo comparativo das Leguminosas riograndenses. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 107-84.
Rambo, B. 1953b. História da flora do planalto riograndense. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 185-232.
Rambo, B. 1956a. A flora fanerogâmica dos Aparados riograndenses. **Sellowia 7/8**(7): 235-98.
Rambo, B. 1956b. **A fisionomia do Rio Grande do Sul**. 2ed. Selbach.
Rambo, B. 1960. Die Europäischen Unkräuter in Südbrasilien. **Sellowia 12**(12): 45-78.
Ramírez-Marcial, N.; M. González-Espinosa & G. Williams-Linera. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Montane Rain Forests in Chiapas, Mexico. **Forest Ecology and Management 154**(1-2): 311-26.
Ramos-Neto, M.B. & V.R. Pivello. 2000. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management 26**(6): 675-84.
Ranta, P.; T. Blom; J. Niemelä; E. Joensuu & M. Siitonen. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity and Conservation 7**(3): 385-403.
Rao, M.; J. Terborgh & P. Nuñez. 2001. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. **Conservation Biology 15**(3): 624-33.
Rapoport, E.H. 1991. Vida em extinção. **Ciência Hoje 12**(70): 50-8.
Rathcke, B.J. & E.S. Jules. 1993. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. **Current Science 65**(3): 273-7.
Raven, P.H. 1976. Systematics and plant population biology. **Systematic Botany 1**: 284-316.
Raven, P.H. 1977. The systematics and evolution of higher plants. **In** C.E. Goulden ed., **Changing scenes in the natural sciences, 1776-1976**. Academy of Natural Sciences, Philadelphia. p.59-83.
Raven, P.H. 1987. The scope of the plant conservation problem world-wide. **In** D. Bramwell, O. Hamann, V.H. Heywood & H. Synge eds., **Botanic gardens and the world conservation strategy**. Academic Press. p.19-29.
Raven, P.H. 1989. Synthesis of the symposium. **In** L.B. Holm-Nielsen, I.C. Nielsen & H. Balslev eds., **Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity**. Academic Press. p.365-74.
Raven, P.H. 2000. Plant conservation globally and locally. **Rhodora 102**(911): 243-5.
Raw, A. 2001. Ecologia: ontem, hoje e amanhã. **Humanidades** (48): 54-74.
Ray, C. 2001. Maintaining genetic diversity despite local extinctions: effects of population scale. **Biological Conservation 100**(1): 3-14.
Rebelo, A.G. & S.A. Tansley. 1993. Using rare plant species to identify priority conservation areas in the Cape Floristic Region: the need to standardize for total species richness. **South African Journal of Science 89**: 156-61.
Rebertus, A.J.; T. Kitzberger; T.T. Veblen & L.M. Roovers. 1997. Blowdown history and landscape patterns in the Andes of Tierra del Fuego, Argentina. **Ecology 78**(3): 678-92.
Redford, K.H. 1992. The empty forest. **BioScience 42**(6): 412-22.
Redford, K.H. & S.E. Sanderson. 2000. Extracting humans from Nature. **Conservation Biology 14**(5): 1362-4.
Reed, R.A.; J. Johnson-Barnard & W.L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. **Conservation Biology 10**(4): 1098-106.
Regan, H.M. & M. Colyvan. 2000. Fuzzy sets and threatened species classification. **Conservation Biology 14**(4): 1197-9.
Regan, H.M.; M. Colyvan & M.A. Burgman. 2000. A proposal for fuzzy International Union for the Conservation of Nature (IUCN) categories and criteria. **Biological Conservation 92**(1): 101-8.
Regan, H.M.; R. Lupia; A.N. Drinnan & M.A. Burgman. 2001. The currency and tempo of extinction. **American Naturalist 157**(1): 1-10.
Reid, W.V. 1992. How many species will there be? **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.55-73.
Reid, W.V. 1998. Biodiversity hotspots. **Trends in Ecology & Evolution 13**(7): 275-80.

Reinartz, J.A. 1995. Planting state-listed endangered and threatened plants. **Conservation Biology** 9(4): 771-81.
Reis, A. 1993. **Manejo e conservação das florestas catarinenses**. Tese apresentada para concurso de professor titular no Departamento de Botânica da UFSC.
Reis, M.S.; M.P. Guerra; R.O. Nodari; R.J. Ribeiro & A. Reis. 2000. Distribuição geográfica e situação atual das populações na área de ocorrência de *Euterpe edulis* Martius. **Sellowia 49-52**(49-52): 324-35.
Reitz, R. 1965. Plano de coleção. **Flora Ilustrada Catarinense IV**(A): 1-71.
Reitz, R. ed. 1965-89. **Flora Ilustrada Catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. 161 fascículos.
Rejmánek, M. 1996. Species richness and resistance to invasions. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.153-72. (Ecological Studies, 122).
Rejmánek, M. 2000. Invasive plants: approaches and predictions. **Austral Ecology 25**(5): 497-506.
Rejmánek, M. & S. Reichard. 2001. Predicting invaders. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 545-6.
Relva, M.A. & L.A. Sancholuz. 2000. Effects of simulated browsing on the growth of *Austrocedrus chilensis* saplings. **Plant Ecology 151**(2): 121-7.
Relyea, R.A. 2002. Costs of phenotypic plasticity. **American Naturalist 159**(3): 272-82. [em anfíbios]
Restom, T.G. 1998. Recuperação do sistema radicular profundo em uma floresta secundária na Amazônia oriental. **In** C. Gascon & P. Moutinho eds., **Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo**. INPA. p.145-53.
Reynolds, J.D. & G.M. Mace. 1999. Risk assessments of threatened species. **Trends in Ecology & Evolution 14**(6): 215-7.
Rhymer, J.M. & D. Simberloff. 1996. Extinction by hybridization and introgression. **Annual Review of Ecology and Systematics 27**: 83-109.
Ribeiro, D. 1979. **O processo civilizatório. Etapas da evolução sócio-cultural**. 5ed. Ed. Vozes.
Ribeiro, K.T. & G.W. Fernandes. 2000. Patterns of abundance of a narrow endemic species in a tropical and infertile montane habitat. **Plant Ecology 147**(2): 205-18.
Ricci, M. 1996. Variation in distribution and abundance of the endemic flora of Juan Fernández Islands, Chile. Pteridophyta. **Biodiversity and Conservation 5**(12): 1521-32.
Richards, P.W. 1996. **The tropical rain forest**. 2ed. Cambridge University Press.
Richter, M.; D.L. Guadagnin; B. Blochtein; J.W. Kaehler & S.M. Pugues orgs. 1998. Plano de ação preliminar para a conservação da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula. **In** M. Richter org., **Conservação da biodiversidade & desenvolvimento sustentável de São Francisco de Paula – um plano de ação preliminar**. Edipucrs. p.7-51.
Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **American Naturalist 158**(1): 87-99.
Rieseberg, L.H. 2002. Plant evolution. **Trends in Ecology & Evolution 17**(12): 583-4.
Rieseberg, L.H. & J.M. Burke. 2001. The biological reality of species: gene flow, selection, and collective evolution. **Taxon 50**(1): 47-67.
Rieseberg, L.H. & S.M. Swensen. 1996. Conservation genetics of endangered island plants. **In** J.C. Avise & J.L. Hamrick eds., **Conservation genetics**. Chapman & Hall. p.305-34.
Riitters, K.; J. Wickham; R. O'Neill; B. Jones & E. Smith. 2000. Global-scale patterns of forest fragmentation. **Conservation Ecology 4**(2): 3. [online] URL: http://www.consecol.org/vol4/iss2/art3
Rizzini, C.T. 1976. **Tratado de fitogeografia do Brasil. Aspectos ecológicos**. Hucitec & Ed. da USP. v.1, p.87-111.
Roberts, R.G.; T.F. Flannery; L.K. Ayliffe; H. Yoshida; J.M. Olley; G.J. Prideaux; G.M. Laslett; A. Baynes; M.A. Smith; R. Jones & B.L. Smith. 2001. New ages for the last Australian megafauna: continent-wide extinction about 46,000 years ago. **Science 292**(5523): 1888-92.
Robinson, G.R.; R.D. Holt; M.S. Gaines; S.P. Hamburg; M.L. Johnson; H.S. Fitch & E.A. Martinko. 1992. Diverse and contrasting effects of habitat fragmentation. **Science 257**(5069): 524-6.
Robinson, J.G. 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.111-30.
Rocha, H.O. & N.L.B. Ghani. 1995. Interações entre solos, vegetação, geologia, hipsometria, zoneamento da área do Parque Estadual Pico do Marumbi através do sistema de informações geográficas – SGI. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 14**(1-2): 103-5, +1 mapa.
Rocha, S.B. 1995. Monte Pascoal National Park: indigenous inhabitants versus conservation units. **In** S. Amend & T. Amend eds., **National parks without people? The South American experience**. IUCN. p. 147-56.
Rocha, S.B. 1997. Unidades de conservação e populações tradicionais: uma visão conservacionista. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.368-87.
Rodrigues, A.S.L. & K.J. Gaston. 2002a. Maximising phylogenetic diversity in the selection of networks of conservation areas. **Biological Conservation 105**(1): 103-111.
Rodrigues, A.S.L. & K.J. Gaston. 2002b. Optimisation in reserve selection procedures – why not? **Biological Conservation 107**(1): 123-9.
Rodrigues, A.S.L. & K.J. Gaston. 2002c. Rarity and conservation planning across geopolitical units. **Conservation Biology 16**(3): 674-82.
Rodrigues, M. 1997. Extinção de espécies em unidades de conservação: o caso da Ilha de Santa Catarina. **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.2, p.441-53. [exclusivamente sobre "aves frugívoras-especialistas"].
Rodrigues, S.A. 1989. **Destruição e equilíbrio: o homem e o ambiente no espaço e no tempo**. 2ed. Atual Ed.

Rodrigues-Filho, S.; H. Behling; G. Irion & G. Müller. 2002. Evidence for lake formation as a response to an inferred Holocene climatic transition in Brazil. **Quaternary Research 57**(1): 131-7.

Rodríguez, J.P. & K.M. Rodríguez-Clark. 2001. Even 'paper parks' are important. **Trends in Ecology & Evolution 16**(1): 17.

Rogers, G. & S. Walker. 2002. Taxonomic and ecological profiles of rarity in the New Zealand vascular flora. **New Zealand Journal of Botany 40**(1): 73-93.

Rojas, M. 1992. The species problem and conservation: what are we protecting? **Conservation Biology 6**(2): 170-8.

Rokas, A. 2001. What is a character? **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 590.

Rolstad, J.; I. Gjerde; V.S. Gundersen & M. Saetersdal. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. **Conservation Biology 16**(1): 253-7.

Romero, N.F. 1994. **Alimente seus pastos com seus animais**. Livraria e Ed. Agropecuária.

Romero, R. 2002. Diversidade da flora dos campos rupestres de Goiás, sudoeste e sul de Minas Gerais. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.81-6.

Romero, R. & J.N. Nakajima. 1999. Espécies endêmicas do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica 22**(2, supl.): 259-65.

Ronce, O. 2001. Understanding plant dispersal and migration. **Trends in Ecology & Evolution 16**(12): 663-4.

Rosário, D.A.P. 2001. **Padrões florísticos e tipos funcionais em floresta com araucária e suas relações com o solo**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG Ecologia da UFRGS.

Rosenberg, D.K.; B.R. Noon & E.C. Meslow. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. **BioScience 47**(10): 677-87.

Rosenzweig, M.L. 2001. Loss of speciation rate will impoverish future diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5404-10.

Roslin, T. 2002. Herbivory passing the limits. **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 355.

Rosser, A.M. & S.A. Mainka. 2002. Overexploitation and species extinction. **Conservation Biology 16**(3): 584-6. [sobre aves e mamíferos]

Rossman, A.Y. 2001. A special issue on global movement of invasive plants and fungi. **BioScience 51**(2): 93-4.

Roubik, D.W. 2000. Pollination system stability in tropical America. **Conservation Biology 14**(5): 1235-6.

Roy, K.; J.W. Valentine; D. Jablonski & S.M. Kidwell. 1996. Scales of climatic variability and time averaging in Pleistocene biotas: implications for ecology and evolution. **Trends in Ecology & Evolution 11**(11): 458-63.

Rubio Del Valle, F.B. 2002. O Santuário Nacional Pampas del Heath: um estudo de caso de um "parque de papel" típico, sob manejo de uma ONG. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.175-80.

Rutledge, D.T.; C.A. Lepczyk; J. Xie & J. Liu. 2001. Spatiotemporal dynamics of endangered species hotspots in the United States. **Conservation Biology 15**(2): 475-87.

Rzedowski, J. 1978. **Vegetación de México**. Limusa.

Rzedowski, J. 1991. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. **Acta Botánica Mexicana 15**: 47-64.

Rzedowski, J. 1996. Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México. **Acta Botánica Mexicana 35**: 25-44.

Saatchi, S.; D. Agosti; K. Alger; J. Delabie & J. Musinsky. 2001. Examining fragmentation and loss of primary forest in the southern Bahian Atlantic forest of Brazil with radar imagery. **Conservation Biology 15**(4): 867-75.

Sachs, T.; A. Novoplansky & D. Cohen. 1993. Plants as competing populations of redundant organs. **Plant, Cell and Environment 16**: 765-70.

Safford, H.D. 1999a. Brazilian Páramos I. An introduction to the physical environment and vegetation of the *campos de altitude*. **Journal of Biogeography 26**(4): 693-712.

Safford, H.D. 1999b. Notas sobre a ecologia e a preservação de *Nothochilus coccineus* Radlkofer (Scrophulariaceae), espécie endêmica ao Maciço do Caparaó, ES/MG. **Acta Botanica Brasilica 13**(2): 175-85.

Safford, H.D. 2001. Brazilian páramos. III. Patterns and rates of postfire regeneration in the campos de altitude. **Biotropica 33**(2): 282-302.

Sagoff, M. 1996. On the value of endangered and other species. **Environmental Management 20**(6): 897-911.

Sakai, A.K.; F.W. Allendorf; J.S. Holt; D.M. Lodge; J. Molofsky; K.A. With; S. Baughman; R.J. Cabin; J.E. Cohen; N.C. Ellstrand; D.E. McCauley; P. O'Neil; I.M. Parker; J.N. Thompson & S.G. Weller. 2001. The population biology of invasive species. **Annual Review of Ecology and Systematics 32**: 305-32.

Sakai, A.K.; W.L. Wagner & L.A. Mehrhoff. 2002. Patterns of endangerment in the Hawaiian flora. **Systematic Biology 51**(2): 276-302.

Salafsky, N.; R. Margoluis; K.H. Redford & J.G. Robinson. 2002. Improving the practice of conservation: a conceptual framework and research agenda for conservation science. **Conservation Biology 16**(6): 1469-79.

Salomon, M. 2001. Evolutionary biogeography and speciation: essay on a synthesis. **Journal of Biogeography 28**(1): 13-27.

Salomonson, A. 1996. Interactions between somatic mutations and plant development. **Vegetatio 127**(1): 71-5.

Salvador, C. & M. Da-Ré. 2002. Avaliação preliminar dos remanescentes de floresta de araucária potenciais para estratégias de conservação no estado de Santa Catarina. **Anais do III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**. Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza & Associação Caatinga. v.1, p.639-48.

Salzano, F.M. 2001. Darwinismo e revolução molecular. **Ciência Hoje 29**(173): 36-42.

Sampaio, E.V.S.B.; I.H. Salcedo & J.B. Kauffman. 1993. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil. **Biotropica 25**(4): 452-60.

Sánchez-Cordero, V.; A.T. Peterson & P. Escalante-Pliego. 2001. El modelado de la distribución de especies y la conservación de la diversidad biológica. **In** H.M. Hernández, A.N. García Aldrete, F. Álvarez & M. Ulloa comps., **Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad**. Instituto de Biología/UNAM & Fondo de Cultura Económica. p.359-79.

Sanford Jr., R.L. & E. Cuevas. 1996. Root growth and rhizosphere interactions in tropical forests. **In** S.S. Mulkey, R.L. Chazdon & A.P. Smith eds., **Tropical forest plant ecophysiology**. Chapman & Hall. p.268-300.

Sanford Jr., R.L.; J. Saldarriaga; K.E. Clark; C. Uhl & R. Herrera. 1985. Amazon rain-forest fires. **Science 227**(4682): 53-5.

Samson, F.B. & F.L. Knopf. 2001. Archaic agencies, muddled missions, and conservation in the 21st century. **BioScience 51**(10): 869-73.

Santos Filho, P.S. 1992. Fragmentação de habitats: implicações para conservação *in situ*. **Resumos do "Simpósio sobre estrutura, funcionamento e manejo de ecossistemas"**. UFRJ. p.137.

Santos-Silva, J.A.; L.C. Oliveira; P.F.S. Calaça; M.A. Sábato & A.B. Rylands. 1996. Conflitos entre proprietários rurais e predadores de grande porte. Seriam as unidades de conservação uma fonte de problemas? **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.49-50.

Sarkar, S. 2000. Restaurando o mundo selvagem. **In** A.C. Diegues org., **Etnoconservação. Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. Hucitec. p.47-65.

Sarrazin, F. & R. Barbault. 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. **Trends in Ecology & Evolution 11**(11): 474-8.

Saunders, D.A. & R.J. Hobbs eds. 1991. **Nature conservation 2: the role of corridors**. Surrey Beatty & Sons.

Saunders, D.A.; R.J. Hobbs & C.R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology 5**(1): 18-32.

Sax, D.F. 2001. Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: implications for biogeography. **Journal of Biogeography 28**(1): 139-50.

Sax, D.F. & J.H. Brown. 2000. The paradox of invasion. **Global Ecology and Biogeography 9**(5): 363-71.

Saxe, H.; M.G.R. Cannell; Ø. Johnsen; M.G. Ryan & G. Vourlitis. 2001. Tree and forest functioning in response to global warming. **New Phytologist 149**(3): 369-99.

Scariot, A. 1996a. Fragmentação da floresta amazônica: efeitos na densidade da comunidade de palmeiras. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.46.

Scariot, A. 1996b. Efeitos do tamanho e localização de reservas na diversidade de palmeiras na Amazônia. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.48.

Scariot, A. 2000. Seedling mortality by litterfall in Amazonian forest fragments. **Biotropica 32**(4a): 662-9.

Scariot, A. & A.C. Sevilha. 2000. Diversidade, estrutura e manejo de florestas deciduais e as estratégias para a conservação. **In** T.B. Cavalcanti & B.M.T. Walter orgs., **Tópicos atuais em botânica**. SBB & Embrapa/Cenargen. p.183-8.

Scatena, F.N. 1995. The management of Luquillo elfin cloud forest ecosystems: irreversible decisions in a nonsubstitutable ecosystem. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.296-308. (Ecological Studies, 110).

Schaal, B.A.; D.A. Hayworth; K.M. Olsen; J.T. Rauscher & W.A. Smith. 1998. Phylogeographic studies in plants: problems and prospects. **Molecular Ecology 7**(4): 465-74.

Scheiner, S.M. 1993. Genetics and evolution of phenotypic plasticity. **Annual Review of Ecology and Systematics 24**: 35-68.

Schelhas, J. & R. Greenberg eds. 1996a. **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press.

Schelhas, J. & R. Greenberg. 1996b. Introduction: the value of forest patches. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.xv-xxxvi.

Schemske, D.W. 2000. Understanding the origin of species. **Evolution 54**(3): 1069-73.

Schemske, D.W.; B.C. Husband; M.H. Ruckelshaus; C. Goodwillie; I.M. Parker & J.G. Bishop. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. **Ecology 75**(3): 584-606.

Schenkel, C.S. & V.C. Kaniak. 1995. Brazil's national system of conservation units. **In** S. Amend & T. Amend eds., **National parks without people? The South American experience**. IUCN. p.131-8.

Schilthuizen, M. 2000. Ecotone: speciation-prone. **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 130-1.

Schlichting, C.D. 1986. The evolution of phenotypic plasticity in plants. **Annual Review of Ecology and Systematics 17**: 667-93.

Schmidt, M.V.C.; J.N.C. Marchiori; A.R.T. Nascimento & A. Alvarez Filho. 1993. Relações histórico-florísticas, fitossociologia e aspectos ecológicos do alecrim (*Holocalyx balansae* Mich.) em floresta primária, na região de Formigueiro – RS. **Ciência e Natura 15**: 161-83.

Schmitz, O.J.; P.A. Hambäck & A.P. Beckerman. 2000. Trophic cascades in terrestrial systems: a review of the effects of carnivore removals on plants. **American Naturalist 155**(2): 141-53.

Schneider, S. 1991. Aquecimento global. O clima ameaçado. **In** J. Porritt, **Salve a Terra**. Ed. Globo & Círculo do Livro. p.94-101.

Schnell, R. 1950. **La forêt dense. Introduction a l'étude botanique de la région forestière d'Afrique Occidentale**. Paul Lechevalier.

Schnitzer, S.A. & F. Bongers. 2002. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 223-30.
Schoener, A. 1988. Experimental island biogeography. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.483-511.
Schreiner, H.G.; I. Minardi & J.M. Andriguetto. 1980. Características agrostológicas dos campos naturais do Paraná. Etapa I : áreas não pastejadas. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 2**(2): 105-15.
Schüler Sobrinho, O. 2000. **Taipas. Origem do homem do Contestado. O caboclo**. Letras Contemporâneas.
Schulze, E.-D. & H.A. Mooney eds. 1993. **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. (Ecological Studies, 99).
Schupp, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. **Vegetatio 107/108**: 15-29.
Schupp, E.W.; T. Milleron & S.E. Russo. 2002. Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.19-33.
Schwartz, M.W. 1993. The search for pattern among rare plants: are primitive species more likely to be rare? **Biological Conservation 64**: 121-7.
Schwartz, M.W. 1999. Choosing the appropriate scale of reserves for conservation. **Annual Review of Ecology and Systematics 30**: 83-108.
Schwartz, M.W.; C.A. Brigham; J.D. Hoeksema; K.G. Lyons; M.H. Mills & P.J. van Mantgem. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for **conservation** ecology. **Oecologia 122**(3): 297-305.
Schwartzman, S. 2000. Florestas cercadas: lições do passado, propostas para o futuro. **In** A.C. Diegues org., **Etnoconservação. Novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos**. Hucitec. p.257-72.
Schwartzman, S.; A. Moreira & D. Nepstad. 2000a. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. **Conservation Biology 14**(5): 1351-7.
Schwartzman, S.; D. Nepstad & A. Moreira. 2000b. Arguing tropical forest conservation: people versus parks. **Conservation Biology 14**(5): 1370-4.
Scott, A.C. 2000. The pre-Quaternary history of fire. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): 297-345.
Scott, A.C.; J.A. Cripps; M.E. Collinson & G.J. Nichols. 2000a. The taphonomy of charcoal following a recent heathland fire and some implications for the interpretation of fossil charcoal deposits. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): 1-31.
Scott, A.C.; J. Moore & B. Brayshay. 2000b. Introduction to fire and the palaeoenvironment. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 164**(1-4): vii-xi. [todo o volume, com um total de 25 artigos, é dedicado a este tema - páginas 1-410]
Scowcroft, P.G. & R. Hobdy. 1987. Recovery of goad-damaged vegetation in an insular tropical montane forest. **Biotropica 19**(3): 208-15.
Sechrest, W.; T.M. Brooks; G.A.B. Fonseca; W.R. Konstant; R.A. Mittermeier; A. Purvis; A.B. Rylands & J.L. Gittleman. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 99**(4): 2067-71.
Selvi, F. 1997. Rare plants on Mount Amiata, Italy: vulnerability to extinction on an ecological "island". **Biological Conservation 81**(3): 257-66.
Setzer, A. 1992. Detecção de incêndios por satélite. **In** A. Souza coord., **Workshop "Queimadas no Centro-Oeste"**. UFMS. p.20-3.
Seybold, C.A.; J.E. Herrick & J.J. Brejda. 1999. Soil resilience: a fundamental component of soil quality. **Soil Science 164**(4): 224-34.
Shafer, C.L. 1990. **Nature reserves. Island theory and conservation practice**. Smithsonian Institution Press.
Shafer, C.L. 1995. Values and shortcomings of small reserves. **BioScience 45**(2): 80-8.
Shafer, C.L. 2001. Inter-reserve distance. **Biological Conservation 100**(2): 215-27.
Shaffer, H.B.; R.N. Fisher & C. Davidson. 1998. The role of natural history collections in documenting species declines. **Trends in Ecology & Evolution 13**(1): 27-30.
Shaffer, M. 1987. Minimum viable populations: coping with uncertainty. **In** M.E. Soulé ed., **Viable populations for conservation**. Cambridge University Press. p.69-86.
Shaffer, M.L.; J.M. Scott & F. Casey. 2002. Noah's options: initial cost estimates of a national system of habitat conservation areas in the United States. **BioScience 52**(5): 439-43.
Shaver, G.R.; J. Canadell; F.S. Chapin III; J. Gurevitch; J. Harte; G. Henry; P. Ineson; S. Jonasson; J. Melillo; L. Pitelka & L. Rustad. 2000. Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. **BioScience 50**(10): 871-82.
Shea, K. & P. Chesson. 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution 17**(4): 170-6.
Sheil, D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities, and distractions. **Conservation Biology 15**(4): 1179-82.
Sheldon, B.C. 2002. Adaptive maternal effects and rapid population differentiation. **Trends in Ecology & Evolution 17**(6): 247-9.
Shimabukuro, Y.E.; T. Krug; J.R. Santos; E.M. Novo & J.L.R. Yi. 2000. Roraima: o incêndio visto do espaço. **Ciência Hoje 27**(157): 32-4.
Shrader-Frechette, K.S. & E.D. McCoy. 1993. **Method in ecology: strategies for conservation**. Cambridge University Press.
Shugart, H.H. 1993. Global change. **In** A.M. Solomon & H.H. Shugart eds., **Vegetation dynamics and global change**. Chapman and Hall. p.3-21.

Sih, A.; B.G. Jonsson & G. Luikart. 2000. Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. **Trends in Ecology & Evolution 15**(4): 132-4.
Silander Jr., J.A. 2002. The ultimate answer ... is 42? **Journal of Biogeography 29**(3): 299-301.
Silva, F. 1984. **Mamíferos silvestres – Rio Grande do Sul**. Fundação Zoobotânica do RGS.
Silva, J.M.C. & J.M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience 52**(3): 225-33.
Silva, J.M.C. & M. Tabarelli. 2001. The future of the Atlantic forest in northeastern Brazil. **Conservation Biology 15**(4): 819-20.
Silva, M.N.F. & J.L. Patton. 1998. Molecular phylogeography and the evolution and conservation of Amazonian mammals. **Molecular Ecology 7**(4): 475-86.
Silva, R.G. 1998. **Manual de prevenção e combate aos incêndios florestais**. Ibama.
Silva Matos, D.M.; F.N. Ramos; M.C. Torres; A.F. Souza; G.D.F.M. Fonseca; L.P. Siqueira; M.I.G. Braz; L.S. Lima & R.C.Q. Portela. 1998a. A fragmentação florestal na Reserva Biológica do Poço das Antas (RJ): uma visão fitocêntrica. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Aciesp. v.5, p.190-5. (Publicação Aciesp, 104).
Silva Matos, D.M.; J.F. Caluca & A.F. Souza. 1998b. Conseqüências da fragmentação florestal sobre a densidade e tamanho de indivíduos arbóreos na REBIO de Poço das Antas, RJ. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**. Aciesp. v.2, p.120-5. (Publicação Aciesp, 104).
Silveira, L.; A.T.A. Jácomo & M.B. Ramos Neto. 2001. Corredor de biodiversidade cerrado-pantanal: a onça-pintada como bio-indicador. **V Congresso de Ecologia do Brasil. Resumos**. SEB. p.341.
Silver, W.L.; S. Brown & A.E. Lugo. 1996. Biodiversity and biogeochemical cycles. **In** G.H. Orians, R. Dirzo & J.H. Cushman eds., **Biodiversity and ecosystem processes in tropical forests**. Springer. p.49-67. (Ecological Studies, 122).
Silvertown, J. 1998. Plant phenotypic plasticity and non-cognitive behaviour. **Trends in Ecology & Evolution 13**(7): 255-6.
Simberloff, D. 1982. Big advantages of small refuges. **Natural History 91**(4): 6-14.
Simberloff, D. 1986. Design of nature reserves. **In** M.B. Usher ed., **Wildlife conservation evaluation**. Chapman and Hall. p.315-37.
Simberloff, D. 1988. The contribution of population and community biology to conservation. **Annual Review of Ecology and Systematics 19**: 473-511.
Simberloff, D. 1992. Do species-area curves predict extinction in fragmented forest? **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.75-89.
Simberloff, D. 1997. Biogeographic approaches and the new conservation biology. **In** S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.E. Likens eds., **The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, biodiversity**. Chapman & Hall. p.274-84.
Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? **Biological Conservation 83**(3): 247-57.
Simberloff, D. 1999. The role of science in the preservation of forest biodiversity. **Forest Ecology and Management 115**(2-3): 101-11.
Simberloff, D. 2001a. Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. **Trends in Ecology & Evolution 16**(6): 273-4.
Simberloff, D. 2001b. Inadequate solutions for a global problem? **Trends in Ecology & Evolution 16**(6): 323-4.
Simberloff, D.; J.A. Farr; J. Cox & D.W. Mehlman. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology 6**(4): 493-504.
Simberloff, D. & J. Cox. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. **Conservation Biology 1**(1): 63-71.
Simberloff, D. & L.G. Abele. 1982. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **American Naturalist 120**: 41-50.
Simberloff, D. & N. Gotelli. 1984. Effects of insularisation on plant species richness in the prairie-forest ecotone. **Biological Conservation 29**(1): 27-46.
Simberloff, D.S. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics 5**: 161-82.
Simmons, R.E.; M. Griffin; R.E. Griffin; E. Marais & H. Kolberg. 1998. Endemism in Namibia: patterns, processes and predictions. **Biodiversity and Conservation 7**(4): 513-30.
Simon, M.F. & C. Proença. 2000. Phytogeographic patterns of *Mimosa* (Mimosoideae, Leguminosae) in the *Cerrado* biome of Brazil: an indicator genus of high-altitude centers of endemism? **Biological Conservation 96**(2): 279-96.
Singer, P. 2002. **Vida ética**. Ediouro.
Sinton, D.S.; J.A. Jones; J.L. Ohmann & F.J. Swanson. 2000. Windthrow disturbance, forest composition, and structure in the Bull Run basin, Oregon. **Ecology 81**(9): 2539-56.
Siqueira, J.C. 1992. Estudos fisiográficos e florísticos em área de encosta de altitude de mata atlântica. **Eugeniana** (19): 11-8.
Siqueira, J.C. 2000. Botânica e educação ambiental: formação de valores pelo método de sensibilização com plantas endêmicas e ameaçadas de extinção. **Pesquisas, Botânica** (50): 153-61.
Siqueira, J.O.; M.A.C. Carneiro; N. Curi; S.C.S. Rosado & A.C. Davide. 1998. Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil. **Forest Ecology and Management 107**(1-3): 241-52.
Sisk, T.D.; A.E. Launer; K.R. Switky & P.R. Ehrlich. 1994. Identifying extinction threats. **BioScience 44**(9): 592-604.

Sizer, N. & E.V.J. Tanner. 1999. Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. **Biological Conservation 91**(2-3): 135-42.
Sizer, N.C.; E.V.J. Tanner & I.D.K. Ferraz. 2000. Edge effects on litterfall mass and nutrient concentrations in forest fragments in central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology 16**(6): 853-63.
Slatkin, M. 1985. Gene flow in natural populations. **Annual Review of Ecology and Systematics 16**: 393-430.
Slocum, M.G. & C.C. Horvitz. 2000. Seed arrival under different genera of trees in a neotropical pasture. **Plant Ecology 149**(1): 51-62.
Small, M.F. 2001. Do animals have culture? **Scientific American** (april). www.sciam.com/2001/0401issue/0401reviews1.
Smallwood, K.S. 2000. A crosswalk from the Endangered Species Act to the HCP handbook and real HCPs. **Environmental Management 26**(Suppl. 1): S23-S35.
Smith, J.F. 2001. High species diversity in fleshy-fruited tropical understory plants. **American Naturalist 157**(6): 646-53.
Smith, S.E. 2002. Soil microbes and plants – raising interest, mutual gains. **New Phytologist 156**(2): 142-4.
Smith, T.B.; R.K. Wayne; D.J. Girman & M.W. Bruford. 1997. A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. **Science 276**(5320): 1855-7.
Smith, T.B.; S. Kark; C.J. Schneider; R.K. Wayne & C. Moritz. 2001. Biodiversity hotspots and beyond: the need for preserving environmental transitions. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 431.
Smouse, P.E. 1998. To tree or not to tree. **Molecular Ecology 7**(4): 399-412.
Snow, N. & P.L. Keating. 1999. Relevance of specimen citations to conservation. **Conservation Biology 13**(4): 943-4.
Soares, R.V. 1980. Considerações sobre a regeneração natural da *Araucaria angustifolia*. **Forestry problems of the genus Araucaria. Problemas florestais do gênero Araucaria**. Fupef. p.173-6. [também em Floresta 10(2): 12-8, 1979].
Soares, R.V. 1988. Perfil dos incêndios florestais no Brasil, de 1984 a 1987. **Floresta 18**(1/2): 94-121.
Soares, R.V. 1990. Fire in some tropical and subtropical South American vegetation types: an overview. **In** J.G. Goldammer ed., **Fire in the tropical biota**. Springer-Verlag. p.63-81. (Ecological Studies, 84).
Soares, R.V. 1992. Ocorrência de incêndios em povoamentos florestais. **Floresta 22**(1/2): 39-53.
Soares, R.V. 2000. Novas tendências no controle de incêndios florestais. **Floresta 30**(1/2): 11-21.
Soares, R.V. & L. Cordeiro. 1974. Análise das causas e épocas de ocorrência de incêndios florestais na região centro-paranaense. **Floresta 5**(1): 46-9.
Sobral, M. 1992a. Aparados da Serra: tesouro biológico. **Os Aparados** (5): 1-4.
Sobral, M. 1992b. Microareófitas. Plantas à espera de pesquisa. **Ciência Hoje 14**(84): 57-8.
Soldateli, M. 1998. Ecoturismo: potencialidades para o desenvolvimento sustentável. **Biotemas 11**(1): 115-26.
Soldateli, M. 1999. **Oportunidades e riscos do turismo em Rancho Queimado: subsídios para o turismo sustentável – um estudo de caso**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Engenharia Ambiental da UFSC.
Solé-Cava, A.M. 2001. Biodiversidade molecular e genética da conservação. **In** S.R. Matioli ed., **Biologia molecular e evolução**. Holos, Ed. p.172-92.
Solomon, A.M. & H.H. Shugart eds. 1993. **Vegetation dynamics and global change**. Chapman and Hall.
Soltis, P.S. & M.A. Gitzendanner. 1999. Molecular systematics and the conservation of rare species. **Conservation Biology 13**(3): 471-83.
Somner, G.V. 1985. **Conservação da flora e o exemplo Sapindaceae**. Dissertação de mestrado apresentada ao CPG em Ciências Biológicas (Botânica) da UFRJ.
Sork, V.L.; J. Nason; D.R. Campbell & J.F. Fernandez. 1999. Landscape approaches to historical and contemporary gene flow in plants. **Trends in Ecology & Evolution 14**(6): 219-24.
Sosa, V.; A.P. Vovides & G. Castillo-Campos. 1998. Monitoring endemic plant extinction in Veracruz, Mexico. **Biodiversity and Conservation 7**(11): 1521-7.
Soulé, M. 1986. Community processes. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.304-8.
Soulé, M.E. 1990. The real work of systematics. **Annals of the Missouri Botanical Garden 77**(1): 4-12.
Soulé, M.E. 1995. Biodiversity indicators in California: taking nature's temperature. **California Agriculture 49**(6): 40-4.
Soulé, M.E.; A.C. Alberts & D.T. Bolger. 1992. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos 63**(1): 39-47.
Souza, A.F.; F.R. Martins & D.M. Silva Matos. 2000. Detecting ontogenetic stages of the palm *Attalea humilis* in fragments of the Brazilian Atlantic forest. **Canadian Journal of Botany 78**(9): 1227-37.
Souza, E.B.; M.T. Kayano; J. Tota; L. Pezzi; G. Fisch & C. Nobre. 2000. On the influences of the *El Niño, La Niña* and Atlantic dipole pattern on the Amazonian rainfall during 1960-1998. **Acta Amazonica 30**(2): 305-18.
Specht, R.L. 1990. Changes in the eucalypt forests of Australia as a result of human disturbance. **In** G.M. Woodwell ed., **The Earth in transition. Patterns and processes of biotic impoverishment**. Cambridge University Press. p.177-97.
Spector, S. 2002. Biogeographic crossroads as priority areas for biodiversity conservation. **Conservation Biology 16**(6): 1480-7.
Spellerberg, I.F. 1998. Ecological effects of roads and traffic: a literature review. **Global Ecology and Biogeography Letters 7**(5): 317-33.
Spellerberg, I.F. & J.W.D. Sawyer. 1999. **An introduction to applied biogeography**. Cambridge University Press.
Spergel, B. 2002. Financiamento de áreas protegidas. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.394-413.

Spira, T.P. 2001. Plant-pollinator interactions: a threatened mutualism with implications for the ecology and management of rare plants. **Natural Areas Journal 21**: 78-88.
Standley, L.A. Taxonomic issues in rare species protection. **Rhodora 94**(879): 218-42.
Stanton, M.L.; B.A. Roy & D.A. Thiede. 2000. Evolution in stressful environments. I. Phenotypic variability, phenotypic selection, and response to selection in five distinct environmental stresses. **Evolution 54**(1): 93-111.
Stebbins, G.L. & J. Major. 1965. Endemism and speciation in the California flora. **Ecological Monographs 35**(1): 1-35.
Stebbins, G.L. 1980. Rarity of plant species: a synthetic viewpoint. **Rhodora 82**(829): 77-86.
Stebbins, G.L. 1999. A brief summary of my ideas on evolution. **American Journal of Botany 86**(8): 1207-8.
Steininger, M.K. 2000. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology 16**(5): 689-708.
Stevens, G.C. & J.F. Fox. 1991. The causes of treeline. **Annual Review of Ecology and Systematics 22**: 177-91.
Stevens, P.F. 2000. Botanical systematics 1950-2000: change, progress, or both? **Taxon 49**(4): 635-59.
Steyermark, J.A. 1986. Speciation and endemism in the flora of the Venezuelan tepuis. **In** F. Vuilleumier & M. Monasterio eds., **High altitude tropical biogeography**. Oxford University Press. p.317-73.
Still, C.J.; P.N. Foster & S.H. Schneider. 1999. Simulating the effects of climate change on tropical montane cloud forests. **Nature 398**(6728): 608-10.
Stillwell, M.A. & R.G. Woodmansee. 1981. Chemical transformations of urea-nitrogen and movement of nitrogen in a shortgrass prairie soil. **Soil Science Society of America Journal 45**: 893-8.
Stockwell, C.A.; A.P. Hendry & M.T. Kinnison. 2003. Contemporary evolution meets conservation biology. **Trends in Ecology & Evolution 18**(2): 94-101.
Stohlgren, T.J.; D. Binkley; G.W. Chong; M.A. Kalkhan; L.D. Schell; K.A. Bull; Y. Otsuki; G. Newman; M. Bashkin & Y. Son. 1999. Exotic plant species invade hot spots of native plant diversity. **Ecological Monographs 69**(1): 25-46.
Stohlgren, T.J.; G.W. Chong; L.D. Schell; K.A. Rimar; Y. Otsuki; M. Lee; M.A. Kalkhan & C.A. Villa. 2002. Assessing vulnerability to invasion by nonnative plant species at multiple spatial scales. **Environmental Management 29**(4): 566-77.
Stokes, T. 2001. How invasive plants become bullies. **Trends in Plant Science 6**(1): 10.
Storfer, A. 1996. Quantitative genetics: a promising approach for the assessment of genetic variation in endangered species. **Trends in Ecology & Evolution 11**(8): 343-8.
Storfer, A. 1999. Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. **Biological Conservation 87**(2): 173-80.
Strasberg, D. 1995. Processus d'invasion par les plantes introduites à La Réunion et dynamique de la végétation sur les coulées volcaniques. **Écologie 26**(3): 169-80.
Strauss, S.Y. 1991. Indirect effects in community ecology: their definition, study and importance. **Trends in Ecology & Evolution 6**: 206-10.
Strauss, S.Y. & A.A. Agrawal. 1999. The ecology and evolution of plant tolerance to herbivory. **Trends in Ecology & Evolution 14**(5): 179-85.
Strauss, S.Y.; J.A. Rudgers; J.A. Lau & R.E. Irwin. 2002. Direct and ecological costs of resistance to herbivory. **Trends in Ecology & Evolution 17**(6): 278-85.
Strong, D.R. 1992. Are trophic cascades all wet? Differentiation and donor-control in speciose ecosystems. **Ecology 73**(3): 747-54.
Strugnell, A.M. 2002. Endemics of Mt. Mulanje. The endemic spermatophytes of Mt. Mulanje, Malawi. **Systematics and Geography of Plants 72**(1/2): 11-26.
Struhsaker, T.T. 2001. Unsustainable hunting in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution 16**(3): 163-4.
Struminski, E. 1997. Parque Estadual Pico do Marumbi, estudo de vegetação e análise de áreas de instabilidade ambiental. **Revista do Setor de Ciências Agrárias 16**(1-2): 107-19.
Struminski, E. 2001. **Parque Estadual Pico do Marumbi**. Ed. da UFPR.
Stuessy, T.F. 1990. **Plant taxonomy. The systematic evaluation of comparative data**. Columbia University Press.
Stuessy, T.F. "1996" [1997]. Classification: more than just branching patterns of evolution. **Aliso 15**(2): 113-24.
Stuessy, T.F.; D.J. Crawford & C. Marticorena. 1990. Patterns of phylogeny in the endemic vascular flora of the Juan Fernandez Islands, Chile. **Systematic Botany 15**(2): 338-46.
Stuth, J.W. 1991. Foraging behavior. **In** R.K. Heitschmidt & J.W. Stuth eds., **Grazing management: an ecological perspective**. Timber Press. p.65-83.
Sugden, A.M. 1982. The ecological, geographic, and taxonomic relationships of the flora of an isolated Colombian cloud forest, with some implications for island biogeography. **Journal of the Arnold Arboretum 63**(1): 31-61.
Sugden, A.M. 1983. Determinants of species composition in some isolated neotropical cloud forests. **In** S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick eds., **Tropical rain forest: ecology and management**. Blackwell Scientific Publications. p.43-56.
Suguio, K. 1999. **Geologia do Quaternário e mudanças ambientais (passado + presente = futuro?)**. Paulo's Ed.
Sultan, S.E. 1987. Evolutionary implications of phenotypic plasticity in plants. **Evolutionary Biology 21**: 127-78.
Sultan, S.E. 1992. Phenotypic plasticity and the Neo-Darwinian legacy. **Evolutionary Trends in Plants 6**(2): 61-71.
Sultan, S.E. 1995. Phenotypic plasticity and plant adaptation. **Acta Botanica Neerlandica 44**(4): 363-83.
Sun, D. & M.J. Liddle. 1993a. Trampling resistance, stem flexibility and leaf strength in nine Australian grasses and herbs. **Biological Conservation 65**(1): 35-41.
Sveinbjörnsson, B. 2000. North American and European treelines: external forces and internal processes controlling position. **Ambio 29**(7): 388-95.

Swetnam, T.W. 1995. Fire history and climate change in giant sequoia groves. **Science 262**(5135): 885-9.
Sun, D. & M.J. Liddle. 1993b. The morphological responses of some Australian tussock grasses and the importance of tiller number in their resistance to trampling. **Biological Conservation 65**(1): 43-9.
Svenning, J.-C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. **Biological Conservation 104**(2): 133-48.
Swift, M.J. & J.M. Anderson. 1993. Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. **In** E.-D. Schulze & H.A. Mooney eds., **Biodiversity and ecosystem function**. Springer-Verlag. p.15-41. (Ecological Studies, 99).

Tabanez, A.A.J. & V.M. Viana. 2000. Patch structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. **Biotropica 32**(4b): 925-33.
Tabanez, A.A.J.; V.M. Viana & A.S. Dias. 1997a. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto. **Revista Brasileira de Biologia 57**(1): 47-60.
Tabanez, A.A.J.; V.M. Viana & H.E.M. Nascimento. 1997b. Controle de cipós ajuda a salvar fragmentos de floresta. **Ciência Hoje 22**(129): 58-61.
Tabarelli, M. & C.A. Peres. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. **Biological Conservation 106**(2): 165-76.
Tabarelli, M.; C. Baider & W. Mantovani. 1998. Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da Bacia de São Paulo. **Hoehnea 25**(2): 169-86.
Tabarelli, M.; W. Mantovani & C.A. Peres. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation 91**(2-3): 119-27.
Tanner, E.V.J. 1982. Species diversity and reproductive mechanisms in Jamaican trees. **Biological Journal of the Linnean Society 18**(3): 263-78.
Taper, M.L.; K. Böhning-Gaese & J.H. Brown. 1995. Individualistic responses of bird species to environmental change. **Oecologia 101**(4): 478-86.
Tartowski, S.L.; E.B. Allen; N.E. Barrett; A.R. Berkowitz; R.K. Colwell; P.M. Groffman; J. Harte; H.P. Possingham; C.M. Pringle; D.L. Strayer & C.R. Tracy. 1997. Integration of species and ecosystem approaches to conservation. **In** S.T.A. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.E. Likens eds., **The ecological basis of conservation. Heterogeneity, ecosystems, biodiversity**. Chapman & Hall. p.187-92.
Tautz, D.; P. Arctander; A. Minelli; R.H. Thomas & A.P. Vogler. 2003. A plea for DNA taxonomy. **Trends in Ecology & Evolution 18**(2): 70-4.
Teixeira, M.B. & A.B. Coura Neto. 1986. Vegetação. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico. Folhas Porto Alegre e Lagoa Mirim. **Levantamento de Recursos Naturais**. Seplan/IBGE. v.33, p.565-74, 588-93, 1 mapa.
Tekle, K.; I. Brackéus; J. Skoglund & Z. Woldu. 1997. Vegetation on hill slopes in southern Wello, Ethiopia: degradation and regeneration. **Nordic Journal of Botany 17**(5): 483-93.
Templeton, A.R. 1991. Off-site breeding of animals and implications for plant conservation strategies. **In** D.A. Falk & K.E. Holsinger eds., **Genetics and conservation of rare plants**. Oxford University Press. p.182-94.
Templeton, A.R.; K. Shaw; E. Routman & S.K. Davis. 1990. The genetic consequences of habitat fragmentation. **Annals of the Missouri Botanical Garden 77**(1): 13-27.
Templeton, A.R.; R.J. Robertson; J. Brisson & J. Strasburg. 2001. Disrupting evolutionary processes: the effect of habitat fragmentation on collard lizards in the Missouri Ozarks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5426-32.
Terborgh, J. 1974. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. **BioScience 24**(12): 715-22.
Terborgh, J. 1986. Keystone plant resources in the tropical forest. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.330-44.
Terborgh, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica 24**(2b): 283-92.
Terborgh, J. 2000. The fate of tropical forests: a matter of stewardship. **Conservation Biology 14**(5): 1358-61.
Terborgh, J. & C.A. Peres. 2002. O problema das pessoas nos parques. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.334-46.
Terborgh, J. & C. van Schaik. 2002. Por que o mundo necessita de parques. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.25-36.
Terborgh, J.; C. van Schaik; L. Davenport & M. Rao orgs. 2002a. **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
Terborgh, J.; N. Pitman; M. Silman; H. Schichter & P. Núñez V. 2002b. Maintenance of tree diversity in tropical forests. **In** D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti eds., **Seed dispersal and frugivory: ecology, evolution and conservation**. CAB International. p.1-17.
Ter Steege, H.; M.J. Jansen-Jacobs & V.K. Datadin. 2000. Can botanical collections assist in a National Protected Area Strategy in Guyana? **Biodiversity and Conservation 9**(2): 215-40.
Thiollay, J.-M. 1996. Distributional patterns of raptors along altitudinal gradients in the northern Andes and effects of forest fragmentation. **Journal of Tropical Ecology 12**: 535-60.
Thomas, H. & V.O. Sadras. 2001. The capture and gratuitous disposal of resources by plants. **Functional Ecology 15**(1): 3-12.

Thomas, M.F. 2001. Landscape sensitivity in time and space – an introduction. **Catena 42**(2-4): 83-98.
Thomas, W.W.; A.M.V. Carvalho; A.M.A. Amorim; J. Garrison & A.L. Arbeláez. 1998. Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brazil. **Biodiversity and Conservation 7**(3): 311-22.
Thompson, J.D. 1991. Phenotypic plasticity as a component of evolutionary change. **Trends in Ecology & Evolution 6**: 246-9.
Thompson, J.N. 1994. **The coevolutionary process**. University of Chicago Press.
Thompson, J.N. 1999. The evolution of species interactions. **Science 284**(5423): 2116-8.
Thompson, K. & A. Jones. 1999. Human population density and prediction of local plant extinction in Britain. **Conservation Biology 13**(1): 185-9.
Thompson, K. & J.G. Hodgson. 1996. More on the biogeography of scarce vascular plants. **Biological Conservation 75**(3): 299-302.
Thomson, O. 2002. **A assustadora história da maldade**. 2ed. Ediouro.
Thurow, T.L. 1991. Hydrology and erosion. **In** R.K. Heitschmidt & J.W. Stuth eds., **Grazing management: an ecological perspective**. Timber Press. p.141-59.
Tilman, D. 1999a. Diversity by default. **Science 283**(5401): 495-6.
Tilman, D. 1999b. Global environmental impacts of agricultural expansion: the need for sustainable and efficient practices. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 96**(11): 5995-6000.
Tilman, D. 1999c. The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. **Ecology 80**(5): 1455-74.
Tilman, D. & C. Lehman. 2001. Human-caused environmental change: impacts on plant diversity and evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5433-40.
Tilman, D.; C.L. Lehman & C. Yin. 1997. Habitat destruction, dispersal, and deterministic extinction in competitive communities. **American Naturalist 149**(3): 407-35.
Tilman, D.; P. Reich; H. Phillips; M. Menton; A. Patel; E. Vos; D. Peterson & J. Knops. 2000. Fire suppression and ecosystem carbon storage. **Ecology 81**(10): 2680-5.
Tilman, D.; R.M. May; C.L. Lehman & M.A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature 371**: 65-6.
Tischendorf, L. & L. Fahrig. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos 90**(1): 7-19.
Todd, C.R. 2000. Perspectives on the definition of fuzzy sets: a reply to Regan and Colyvan. **Conservation Biology 14**(4): 1200-1.
Tokeshi, M. 1999. **Species coexistence. Ecological and evolutionary perspectives**. Blackwell Science.
Tomimatsu, H. & M. Ohara. 2003. Genetic diversity and local population structure of fragmented populations of *Trillium camschatcense* (Trilliaceae). **Biological Conservation 109**(2): 249-58.
Torggler, M.G.F.; E.P.B. Contel & S.P. Torggler. 1995. **Isoenzimas. Variabilidade genética em plantas**. Sociedade Brasileira de Genética. (Série Monografias, 1).
Tosin, P.C. coord. 1987. **Planos global e específico de gerenciamento da Área Especial de Interesse Turístico do Marumbi**. ITCF. 2v. [um de texto, outro de mapas].
Towne, E.G. 2000. Prairie vegetation and soil nutrient responses to ungulate carcasses. **Oecologia 122**(2): 232-9.
Towns, D.R. & M. Williams. 1993. Single species conservation in New Zealand: towards a redefined conceptual approach. **Journal of the Royal Society of New Zealand 23**(2): 61-78.
Tracy, C.R. & T.L. George. 1992. On the determinants of extinction. **American Naturalist 139**(1): 102-22.
Trombulak, S.C. & C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. **Conservation Biology 14**(1): 18-30.
Trudgill, S. 2001. Psychobiogeography: meanings of nature and motivations for a democratized conservation ethic. **Journal of Biogeography 28**(6): 677-98.
Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology 33**(2): 200-9.
Turner, I.M.; H.T.W. Tan; Y.C. Wee; A.B. Ibrahim; P.T. Chew & R.T. Corlett. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons for the conservation of tropical diversity. **Conservation Biology 8**(3): 705-12.
Turner, I.M. & R.T. Corlett. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution 11**(8): 330-3.

Uhl, C. 1987. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology 75**(2): 377-407.
Uhl, C.; H. Clark; K. Clark & P. Maquirino. 1982. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Río Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica 14**(4): 249-54.
Uhl, C. & J.B. Kauffman. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the eastern Amazon. **Ecology 71**(2): 437-49.
Uhl, C.; J.B. Kauffman & D.L. Cummings. 1988a. Fire in the Venezuelan Amazon 2: Environmental conditions necessary for forest fires in the evergreen rainforest of Venezuela. **Oikos 53**(2): 176-84.
Uhl, C. & J. Saldarriaga. 1988. Fragilidad de la pluviselva amazónica. **In** J.M. Barea ed., **Biologia vegetal**. Prensa Científica. p.180-9.
Uhl, C.; K. Clark; H. Clark & P. Murphy. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Journal of Ecology 69**(2): 631-49.
Uhl, C. & R. Buschbacher. 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica 17**(4): 265-8.

Uhl, C.; R. Buschbacher & E.A.S. Serrão. 1988b. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. **Journal of Ecology 76**(3): 663-81.

Ule, E. 1895. Relatorio de uma excursão botanica feita na Serra do Itatiaia. **Archivos do Museu Nacional 9** [também denominada **Revista do Museu Nacional do Rio de Janeiro 1**]: 185-223. [edição bilingüe, com uma versão integral em alemão]

Usher, M.B. 1973. **Biological management and conservation**. Chapman and Hall.

Usher, M.B. ed. 1986a. **Wildlife conservation evaluation**. Chapman and Hall.

Usher, M.B. 1986b. Wildlife conservation evaluation: attributes, criteria and values. **In** M.B. Usher ed., **Wildlife conservation evaluation**. Chapman and Hall. p.3-44.

Usher, M.B. 2001. Landscape sensitivity: from theory to practice. **Catena 42**(2-4): 375-83.

Valone, T.J. & D.A. Kelt. 1999. Fire and grazing in a shrub-invaded arid grassland community: independent or interactive ecological effects? **Journal of Arid Environments 42**(1): 15-28.

van Balen, S.; V. Nijman & H.H.T. Prins. 2000. The Javan hawk-eagle: misconceptions about rareness and threat. **Biological Conservation 96**: 297-304.

van der Hammen, T. 1995. Global change, biodiversity, and conservation of Neotropical montane forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.603-7.

Van der Putten, W.H.; L.E.M. Vet; J.A. Harvey & F.L. Wäckers. 2001. Linking above- and belowground multitrophic interactions of plants, herbivores, pathogens, and their antagonists. **Trends in Ecology & Evolution 16**(10): 547-54.

Van der Putten, W.H.; S.R. Mortimer; K. Hedlund; C. Van Dijk; V.K. Brown; J. Leps; C. Rodriguez-Barrueco; J. Roy; T.A. Diaz Len; D. Gormsen; G.W. Korthals; S. Lavorel; I. Santa Regina & P. Smilauer. 2000. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. **Oecologia 124**(1): 91-9.

van Dyck, H. & E. Matthysen. 1999. Habitat fragmentation and insect flight: a changing 'design' in a changing landscape? **Trends in Ecology & Evolution 14**(5): 172-4.

Vane-Wright, R.I. 1992. Species concepts. **In** World Conservation Monitoring Centre ed., **Global biodiversity: status of the Earth's living resources**. Chapman & Hall. p.13-6.

Vane-Wright, R.I. 1996. Identifying priorities for the conservation of biodiversity: systematic biological criteria within a socio-political framework. **In** K.J. Gaston ed., **Biodiversity. A biology of numbers and difference**. Blackwell Science. p.309-44.

Vane-Wright, R.I.; C.J. Humphries & P.H. Williams. 1991. What to protect? – systematics and the agony of choice. **Biological Conservation 55**(3): 235-54.

van Groenendael, J.; J. Ehrlén & B.M. Svensson. 2000. Dispersal and persistence: population processes and community dynamics. **Folia Geobotanica 35**(2): 107-14.

Van Groenendael, J.M.; N.J. Ouborg & R.J.J. Hendriks. 1998. Criteria for the introduction of plant species. **Acta Botanica Neerlandica 47**(1): 3-13.

Van Riel, P.; K. Jordaens; A.M.F. Martins & T. Backeljau. 2000. Eradication of exotic species. **Trends in Ecology & Evolution 15**(12): 515.

van Schaik, C. & H.D. Rijksen. 2002. Projetos integrados de conservação e desenvolvimento: problemas e potenciais. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.37-51.

van Schaik, C.; J. Terborgh; L. Davenport & M. Rao. 2002. Fazendo os parques funcionarem: passado, presente e futuro. **In** J. Terborgh, C. van Schaik, L. Davenport & M. Rao orgs., **Tornando os parques eficientes. Estratégias para a conservação da natureza nos trópicos**. Ed. da UFPR & Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p.501-14.

van Tienderen, P.H. 1997. Generalists, specialists, and the evolution of phenotypic plasticity in sympatric populations of distinct species. **Evolution 51**(5): 1372-80.

Van Wagner, C.E. 1988. Effect of slope on fires spreading downhill. **Canadian Journal of Forest Research 18**: 818-20.

van Wyk, A.E. 1990. The sandstone regions of Natal and Pondoland: remarkable centres of endemism. **In** K. Heine ed., **Palaeoecology of Africa and the surrounding islands**. A.A. Balkema. v.21, p.243-57.

van Wyk, A.E. & G.F. Smith. 2001. **Regions of floristic endemism in southern Africa. A review with emphasis on succculents**. Umdaus Press. [ver análise em Systematics and Geography of Plants 72:245, 2002].

Vázquez-García, J.A. 1995. Cloud forest archipelagos: preservation of fragmented montane ecosystems in tropical America. **In** L.S. Hamilton, J.O. Juvik & F.N. Scatena eds., **Tropical montane cloud forests**. Springer-Verlag. p.315-32. (Ecological Studies, 110).

Veblen, T.T.; F.M. Schlegel & B. Escobar R. 1980. Structure and dynamics of old-growth *Nothofagus* forests in the Valdivian Andes, Chile. **Journal of Ecology 68**(1): 1-31.

Veblen, T.T.; M. Mermoz; C. Martin & T. Kitzberger. 1992. Ecological impacts of introduced animals in Nahuel Huapi National Park, Argentina. **Conservation Biology 6**(1): 71-83.

Veblen, T.T.; T. Kitzberger; R. Villalba & J. Donnegan. 1999. Fire history in northern Patagonia: the roles of humans and climatic variation. **Ecological Monographs 69**(1): 47-67.

Veloso, H.P.; A.L.R. Rangel Filho & J.C.A. Lima. 1991. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE.

Veloso, H.P. & H.E. Strang. 1970. Alguns aspectos fisionômicos da vegetação do Brasil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 68**(1): 9-76.

Veloso, H.P. & P.V. Calábria. 1953. O problema ecológico vegetação – bromeliáceas – anofelinos. **Anais Botânicos do Herbário "Barbosa Rodrigues" 5**(5): 7-35, +30figs.

Veneklaas, E.J.; R.J. Zagt; A. Van Leerdam; R. Van Ek; A.J. Broekhoven & M. Van Genderen. 1990. Hydrological properties of the epiphyte mass of a montane tropical rain forest, Colombia. **Vegetatio 89**(2): 183-92.

Venticinque, E.M. 1996. Efeito de borda e fragmentação sobre a densidade da vegetação de arbustivas na Amazônia central. **Resumos. 3° Congresso de Ecologia do Brasil**. Departamento de Ecologia da UnB. p.59.

Verdú, J.R.; M.B. Crespo & E. Galante. 2000. Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. **Biodiversity and Conservation 9**(12): 1707-21.

Verhaegen, M.; P.-F. Puech & S. Munro. 2002. Aquarboreal ancestors? **Trends in Ecology & Evolution 17**(5): 212-7.

Verheyen, K. & M. Hermy. 2001. The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. **Journal of Ecology 89**(5): 829-40.

Vesk, P.A. & M. Westoby. 2001. Predicting plant species' responses to grazing. **Journal of Applied Ecology 38**(5): 897-909.

Viana, V.M. 1990. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. **Anais do 6° Congresso Florestal Brasileiro**. SBS & SBEF. p.113-8.

Viana, V.M. 1995. Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas. **In** G.A.B. Fonseca, M. Schmink, L.P.S. Pinto & F. Brito eds., **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no Novo Mundo**. Conservation International do Brasil, UFMG & University of Florida. p.135-54.

Viana, V.M. & A.A.J. Tabanez. 1996. Biology and conservation of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. **In** J. Schelhas & R. Greenberg eds., **Forest patches in tropical landscapes**. Island Press. p.151-67.

Viana, V.M.; A.A.J. Tabanez & J.L.F. Batista. 1997. Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.351-65.

Vicens, R.S.; J.S. Marques; C.B.M. Cruz; M.S.F. Argento & I. Garay. 2001. Sensoriamento remoto e SIG como suporte ao desenvolvimento do subprojeto PPROBIO "Conservação e recuperação da floresta atlântica". **In** I. Garay & B.F.S. Dias orgs., **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. p.317-37.

Vieira, C.M.; A.M.S.F. Vaz & H.C. Lima. 1997. Espécies de interesse conservacionista da Reserva Ecológica de Macaé de Cima. **In** H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni eds., **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em mata atlântica**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. p.297-305.

Villard, M.-A. 2002. Habitat fragmentation: major conservation issue or intellectual attractor? **Ecological Applications 12**(2): 319-20.

Vio, A.P.A. 2001. Zona de amortecimento e corredores ecológicos. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.348-60.

Viro, P.J. 1974. Effects of forest fire on soil. **In** T.T. Kozlowski & C.E. Ahlgren eds., **Fire and ecosystems**. Academic Press. p.7-45.

Virolainen, K.M.; T. Suomi; J. Suhonen & M. Kuitunen. 1998. Conservation of vascular plants in single large and several small mires: species richness, rarity and taxonomic diversity. **Journal of Applied Ecology 35**(5): 700-7.

Vitousek, P.M.; C.M. D'Antonio; L.L. Loope & R. Westbrooks. 1996. Biological invasions as global environmental change. **American Scientist 84**: 468-78.

Vitousek, P.M.; H.A. Mooney; J. Lubchenco & J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. **Science 277**(5325): 494-9.

Vitta, F.A. 2002. Diversidade e conservação da flora nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço em Minas Gerais. **In** E.L. Araújo, A.N. Moura, E.V.S.B. Sampaio, L.M.S. Gestinari & J.M.T. Carneiro eds., **Biodiversidade, conservação e uso sustentável da flora do Brasil**. UFRPE & SBB. p.90-4.

Vleeshouwers, L.M.; H.J. Bouwmeester & C.M. Karssen. 1995. Redefining seed dormancy: an attempt to integrate physiology and ecology. **Journal of Ecology 83**(6): 1031-7.

Vogl, R.J. 1974. Effects of fire on grasslands. **In** T.T. Kozlowski & C.E. Ahlgren eds., **Fire and ecosystems**. Academic Press. p.139-94.

Vogler, A.P. 1998. Extinction and the evolutionary process in endangered species: what to conserve? **In** R. DeSalle & B. Schierwater eds., **Molecular approaches to ecology and evolution**. Birkhäuser Verlag. p.191-210.

Vörösmarty, C.J. & D. Sahagian. 2000. Anthropogenic disturbance of the terrestrial water cycle. **BioScience 50**(9): 753-65.

Vucetich, J.A.; T.A. Waite; L.Qvarnemark & S. Ibargüen. 2000. Population variability and extinction risk. **Conservation Biology 14**(6): 1704-14.

Wahlberg, N.; A. Moilanen & I. Hanski. 1996. Predicting the occurrence of endangered species in fragmented landscapes. **Science 273**(5281): 1536-8.

Waide, R.B.; J.K. Zimmerman & F.N. Scatena. 1998. Controls of primary productivity: lessons from the Luquillo Mountains in Puerto Rico. **Ecology 79**(1): 31-7.

Walck, J.L.; J.M. Baskin & C.C. Baskin. 2001. Why is *Solidago shortii* narrowly endemic and *S. altissima* geographically widespread? A comprehensive comparative study of biological traits. **Journal of Biogeography 28**(10): 1221-37.

Walck, J.L.; J.M. Baskin; C.C. Baskin & S.W. Francis. 1996. Sandstone rockhouses of the eastern United States, with particular reference to the ecology and evolution of the endemic plant taxa. **Botanical Review 62**(4): 311-62.

Waldhoff, P. & V.M. Viana. 1993. Efeito de borda em um fragmento [de] mata atlântica em Linhares. **Anais do 1° Congresso Florestal Panamericano**. SBS & SBEF. v.1, p.41-4.

Wallace, G.N. 1997. Turismo ecológico en unidades de conservación: cuál es el limite? **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Anais**. IAP, Unilivre & Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. v.1, p.139-49.

Walsh, P.D. 2000. Sample size for the diagnosis of conservation units. **Conservation Biology 14**(5): 1533-7.

Wang, B.C. & T.B. Smith. 2002. Closing the seed dispersal loop. **Trends in Ecology & Evolution 17**(8): 379-85.

Ward, P. 1997. **O fim da evolução. Extinções em massa e a preservação da biodiversidade**. Campus.

Wardell-Johnson, G.W. 2000. Responses of forest eucalypts to moderate and high intensity fire in the Tingle Mosaic, south-western Australia: comparisons between locally endemic and regionally distributed species. **Austral Ecology 25**(4): 409-21.

Wardle, D.A. 1999. How soil food webs make plants grow. **Trends in Ecology & Evolution 14**(11): 418-20.

Wardle, D.A.; K.I. Bonner; G.M. Barker; G.W. Yeates; K.S. Nicholson; R.D. Bardgett; R.N. Watson & A. Ghani. 1999. Plant removals in perennial grassland: vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. **Ecological Monographs 69**(4): 535-68.

Warwick, S.I. & D. Briggs. 1979. The genecology of lawn weeds. III. Cultivation experiments with *Achillea millefolium* L., *Bellis perennis* L., *Plantago lanceolata* L., *Plantago major* L. and *Prunella vulgaris* L. collected from lawns and contrasting grassland habitats. **New Phytologist 83**(2): 509-36, +1 prancha.

Waser, N.M.; L. Chittka; M.V. Price; N.M. Williams & J. Ollerton. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. **Ecology 77**(4): 1043-60.

Watkinson, A.R. & S.J. Ormerod. 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editor's introduction. **Journal of Applied Ecology 38**(2): 233-7.

Weathers, K.C. 1999. The importance of cloud and fog in the maintenance of ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution 14**(6): 214-5. ["cloud" e "fog" são tratados como sinônimos no artigo]

Weathers, K.C.; M.L. Cadenasso & S.T.A. Pickett. 2001. Forest edges as nutrient and pollutant concentrators: potential synergisms between fragmentation, forest canopies, and the atmosphere. **Conservation Biology 15**(6): 1506-14.

Weaver, P.L. 1972. Cloud moisture interception in the Luquillo Mountains of Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science 11**(3-4): 129-44.

Weaver, P.L. & P.G. Murphy. 1990. Forest structure and productivity in Puerto Rico's Luquillo Mountains. **Biotropica 22**(1): 69-82.

Webb III, T. & P.J. Bartlein. 1992. Global changes during the last 3 million years: climatic controls and biotic responses. **Annual Review of Ecology and Systematics 23**: 141-73.

Webster, G.L. 1995. The panorama of Neotropical cloud forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.53-77

Weeda, W.C. 1967. The effects of cattle dung patches on pasture growth, botanical composition and pasture utilization. **New Zealand Journal of Agricultural Research 10**:150-9.

Weinig, C. 2000. Plasticity versus canalization: population differences in the timing of shade-avoidance responses. **Evolution 54**(2): 441-51.

Werner, D. 1997. **O pensamento de animais e intelectuais: evolução e epistemologia**. Ed. da UFSC.

Western, D. 2001. Human-modified ecosystems and future conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5458-65.

Wheeler, B.D. & M.C.F. Proctor. 2000. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. **Journal of Ecology 88**(2): 187-203.

Whelan, S.; P. Liò & N. Goldman. 2001. Molecular phylogenetics: state-of-the-art methods for looking into the past. **Trends in Genetics 17**(5): 262-72.

Whitmore, T.C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. **In** A. Gómez-Pompa, T.C. Whitmore & M. Hadley eds., **Rain forest regeneration and management**. UNESCO & Parthenon. p.67-89. (Man and the Biosphere, 6).

Whitmore, T.C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. **In** W.F. Laurance & R.O. Bierregaard Jr. eds., **Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities**. University of Chicago Press. p.3-12.

Whitmore, T.C. & J.A. Sayer. 1992a. Deforestation and species extinction in tropical moist forests. **In** T.C. Whitmore & J.A. Sayer eds., **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall. p.1-14.

Whitmore, T.C. & J.A. Sayer eds. 1992b. **Tropical deforestation and species extinction**. Chapman & Hall.

Whittaker, R.J. 1998. **Island biogeography: ecology, evolution and conservation**. Oxford University Press.

Whittaker, R.J.; R. Field & T. Partomihardjo. 2000. How to go extinct: lessons from the lost plants of Krakatau. **Journal of Biogeography 27**(5): 1049-64.

Wiedmann, S.M.P. 1995. Legal status of national park inhabitants in Brazil. **In** S. Amend & T. Amend eds., **National parks without people? The South American experience**. IUCN. p.139-46.

Wiedmann, S.M.P. 2001. Reserva Particular do Patrimônio Natural - RPPN - na Lei n° 9.985/2000 que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC. **In** A.H. Benjamin coord., **Direito ambiental das áreas protegidas. O regime jurídico das unidades de conservação**. Ed. Forense Universitária. p.400-24.

Wiens, J.A. 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. **In** I. Hanski & M.E. Gilpin eds., **Metapopulation biology. Ecology, genetics, and evolution**. Academic Press. p.43-61.

Wignall, P.B. 2001. Large igneous provinces and mass extinctions. **Earth-Science Reviews 53**(1-2): 1-33.

Wikramanayake, E.; E. Dinerstein; C. Loucks; D. Olson; J. Morrison; J. Lamoreux; M. McKnight & P. Hedao. 2002. Ecoregions in ascendance: reply to Jepson and Whittaker. **Conservation Biology 16**(1): 238-43.
Wilcock, C. & R. Neiland. 2002. Pollination failure in plants: why it happens and when it matters. **Trends in Plant Science** 7(6): 270-7.
Wilcove, D.S.; C.H. McLellan & A.P. Dobson. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. **In** M.E. Soulé ed., **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer. p.237-56.
Wilcove, D.S.; D. Rothstein; J. Dubow; A. Phillips & E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. **BioScience 48**(8): 607-15.
Wilcove, D.S.; M. McMillan & K.C. Winston. 1993. What exactly is an endangered species? An analysis of the U.S. Endangered Species List: 1985-1991. **Conservation Biology** 7(1): 87-93.
Wilcove, D.S. & R.B. Blair. 1995. The ecosystem management bandwagon. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 345.
Wilcox, B.A. & D.D. Murphy. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **American Naturalist 125**(6): 879-87.
Wilhere, G.F. 2002. Adaptive management in habitat conservation plans. **Conservation Biology 16**(1): 20-9.
Wilkinson, D.M. 1993. Equilibrium island biogeography: its independent invention and the marketing of scientific theories. **Global Ecology and Biogeography Letters 3**: 65-6.
Wille, M.; H. Hooghiemstra; R. Hofstede; J. Fehse & J. Sevink. 2002. Upper forest line reconstruction in a deforested area in northern Ecuador based on pollen and vegetation analysis. **Journal of Tropical Ecology 18**(3): 409-40.
Williams, J.A. & C.J. West. 2000. Environmental weeds in Australia and New Zealand: issues and approaches to management. **Austral Ecology 25**(5): 425-44.
Williams-Linera, G. 1990a. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology 78**(2): 356-73.
Williams-Linera, G. 1990b. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. **Biotropica 22**(3): 235-41.
Williams-Linera, G. 1992. Distribution of the hemiepiphyte *Oreopanax capitatus* at the edge and interior of a Mexican lower montane forest. **Selbyana 13**: 35-8.
Williams-Linera, G. 1993. Vegetación de bordes de un bosque nublado en el Parque Ecológico Clavijero, Xalapa, Veracruz, México. **Revista de Biología Tropical 41**(3): 443-53.
Williams-Linera, G. 1999. Leaf dynamics in a tropical cloud forest: phenology, herbivory, and life-span. **Selbyana 20**(1): 98-105.
Williamson, G.B.; G.E. Schatz; A. Avlarado; C.S. Redhead; A.C. Stam & R.W. Sterner. 1986. Effects of repeated fires on tropical paramo vegetation. **Tropical Ecology 27**(1): 62-9.
Williamson, G.B.; W.F. Laurance; A.A. Oliveira; P. Delamônica; C. Gascon; T.E. Lovejoy & L. Pohl. 2000. Amazonian tree mortality during the 1997 El Niño drought. **Conservation Biology 14**(5): 1538-42.
Williamson, M. 1988. Relationship of species number to area, distance and other variables. **In** A.A. Myers & P.S. Giller eds., **Analytical biogeography**. Chapman and Hall. p.91-115.
Williamson, M. 1989. The MacArthur and Wilson theory today: true but trivial. **Journal of Biogeography 16**(1): 3-4.
Williamson, M. & A. Fitter. 1996. The varying success of invaders. **Ecology 77**: 1661-6.
Williamson, M.; K.J. Gaston & W.M. Lonsdale. 2001. The species-area relationship does not have an asymptote! **Journal of Biogeography 28**(7): 827-30.
Willis, C.K.; R.M. Cowling & A.T. Lombard. 1996. Patterns of endemism in the limestone flora of South African lowland fynbos. **Biodiversity and Conservation** 5(1): 55-73.
Willis, K.J. & K.D. Bennett. 1995. Mass extinction, punctuated equilibrium and the fossil plant record. **Trends in Ecology & Evolution 10**(8): 308-9.
Willis, K.J. & R.J. Whittaker. 2002. Species diversity – scale matters. **Science 295**(5558): 1245-8.
Willson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. **Vegetatio 107/108**: 261-80.
Willson, M.F. & F.H.J. Crome. 1989. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. **Journal of Tropical Ecology** 5(3): 301-8.
Wilson, E. 2002. **O futuro da vida. Um estudo da biosfera para a proteção de todas as espécies, inclusive a humana**. Ed. Campus.
Wilson, E.O. 1994. **Diversidade da vida**. Companhia das Letras.
Wilson, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica. **In** E.O. Wilson ed., **Biodiversidade**. Nova Fronteira. p.3-24.
Wilson, E.O. 1999. **A unidade do conhecimento. Consiliência**. Ed Campus.
Wilson, E.O. 2000. On the future of conservation biology. **Conservation Biology 14**(1): 1-3.
Wilson, R.A. ed. 1999. **Species. New interdisciplinary essays**. MIT Press.
Wilton, A.D. & I. Breitwieser. 2000. Composition of the New Zealand seed plant flora. **New Zealand Journal of Botany 38**(4): 537-49.
Withgott, J. 2000. Botanical nursing. **BioScience 50**(6): 479-84.
Wittstock, U. & J. Gershenzon. 2002. Constitutive plant toxins and their role in defense against herbivores and pathogens. **Current Opinion in Plant Biology** 5(4): 300-7.
Wohlgemuth, T.; M. Bürgi; C. Scheidegger & M. Schütz. 2002. Dominance reduction of species through disturbance – a proposed management principle for central European forests. **Forest Ecology and Management 166**(1-3): 1-15.
Wolf, A.; P.A. Brodmann & S. Harrison. 1999. Distribution of the rare serpentine sunflower, *Helianthus exilis* (Asteraceae): the roles of habitat availability, dispersal limitation and species interactions. **Oikos 84**(1): 69-76.

Wolf, C. 1999. Property rights, human needs, and environmental protection: a response to Brock. **Ethics and the Environment 4**(1): 107-13.
Wolf, D.E.; N. Takebayashi & L.H. Rieseberg. 2001. Predicting the risk of extinction through hybridization. **Conservation Biology 15**(4): 1039-53.
Wolters, V.; W.L. Silver; D.E. Bignell; D.C. Coleman; P. Lavelle; W.H. Van der Putten; P. Ruiter; J. Rusek; D.H. Wall; D.A. Wardle; L. Brussaard; J.M. Dangerfield; V.K. Brown; K.E. Giller; D.U. Hooper; O. Sala; J. Tiedje & J.A. Van Veen. 2000. Effects of global changes on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: implications for ecosystem functioning. **BioScience 50**(12): 1089-98.
Wood, B. 2001. Maintaining vegetation diversity on reserves: the relationship between persistence and species richness. **Biological Conservation 97**(2): 199-205.
Wood, B. & M. Collard. 1999. The human genus. **Science 284**(5411): 65-71.
Woodruff, D.S. 2001. Declines of biomes and biotas and the future of evolution. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 98**(10): 5471-6.
Woods, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica 21**(4): 290-8.
Woodward, F.I. 1990. Global change: translating plant ecophysiological responses to ecosystem. **Trends in Ecology & Evolution 5**(9): 308-11.
Wootton, J.T. 1994. The nature and consequences of indirect effects in ecological communities. **Annual Review of Ecology and Systematics 25**: 443-66.
World Conservation Monitoring Centre. 1992. **Global biodiversity: status of the Earth's living resources**. Chapman & Hall.
Wright, D.H. 1990. Human impacts on energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. **Ambio 19**(4): 189-94.
Wright, H.A. & A.W. Bailey. 1982. **Fire ecology. United States and southern Canada**. John Wiley & Sons.
Wright, R.G.; J.M. Scott; S. Mann & M. Murray. 2001. Identifying unprotected and potentially at risk plant communities in the western USA. **Biological Conservation 98**(1): 97-106.
WRI/UICN/PNUMA [World Resources Institute/The World Conservation Union/Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente]. 1992. **A estratégia global da biodiversidade**. Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
Wu, R. 1998. The detection of plasticity genes in heterogeneous environments. **Evolution 52**(4): 967-77.
Wunderle Jr., J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. **Forest Ecology and Management 99**: 223-35.
WWF. 1999. **Áreas protegidas ou espaços ameaçados? Relatório do WWF sobre o grau de implementação e vulnerabilidade das Unidades de Conservação federais brasileiras de uso indireto**. WWF. (Série Técnica, 1).

Yates, C.J.; D.A. Norton & R.J. Hobbs. 2000. Grazing effects on plant cover, soil and microclimate in fragmented woodlands in south-western Australia: implications for restoration. **Austral Ecology 25**(1): 36-47.
Yoccoz, N.G.; J.D. Nichols & T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 446-53.
York, D. 1997. A fire ecology study of a Sierra Nevada foothill basaltic mesa grassland. **Madroño 44**(4): 374-83.
Yorks, T.P.; N.E. West; R.J. Mueller & S.D. Warren. 1997. Toleration of traffic by vegetation: life form conclusions and summary extracts from a comprehensive data base. **Environmental Management 21**(1): 121-31.
Young, A. & N. Mitchell. 1994. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation 67**(1): 63-72.
Young, A.; T. Boyle & T. Brown. 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology & Evolution 11**(10): 413-8.
Young, K.R. 1993. Woody and scandent plants on the edges of an Andean timberline. **Bulletin of the Torrey Botanical Club 120**(1): 1-18.
Young, K.R. 1994. Roads and the environmental degradation of tropical montane forests. **Conservation Biology 8**(4): 972-6.
Young, K.R. 1995. Biogeographical paradigms useful for the study of tropical montane forests and their biota. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.79-87.
Young, K.R. & B. León. 1995. Connectivity, social actors, and conservation policies in the central Andes: the case of Peru's montane forests. **In** S.P. Churchill, H. Balslev, E. Forero & J.L. Luteyn eds., **Biodiversity and conservation of neotropical montane forests**. New York Botanical Garden. p.653-61.
Young, T.P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation 92**(1): 73-83.
Yu, J. & F.S. Dobson. 2000. Seven forms of rarity in mammals. **Journal of Biogeography 27**(1): 131-9.

Zahawi, R.A. & C.K. Augspurger. 1999. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica 31**(4): 540-52.
Zavaleta, E.S.; R.J. Hobbs & H.A. Mooney. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in Ecology & Evolution 16**(8): 454-9.

Zedler, J.B.; J.C. Callaway & G. Sullivan. 2001. Declining biodiversity: why species matter and how their functions might be restored in Californian tidal marshes. **BioScience 51**(12): 1005-17.

Zeh, J.A.; A.D. Zeh & D.W. Zeh. 1999. Dump material as an effective small-scale deterrent to herbivory by *Atta cephalotes*. **Biotropica 31**(2): 368-71.

Ziegler, S.S. 2000. A comparison of structural characteristics between old-growth and postfire second-growth hemlock-hardwood forests in Adirondack Park, New York, U.S.A. **Global Ecology & Biogeography 9**(5): 373-89.

Ziller, S.R.; J. Ribaski; E.J.M. Neves; C. Wisniewski; G.R. Curcio; M.F.G. Rachwal; E.G. Martins; C.M. Martinez; S.L. Souza; C.G. Panzeri & W. Maschio. 1996. Relação entre serapilheira acumulada, características fitossociológicas e pedológicas em quatro capoeiras de bracatinga (*Mimosa scabrella* Bentham) na região metropolitana de Curitiba – PR. **Arquivos de Biologia e Tecnologia 39**(4): 911-21.

Zimmerer, K.S. 1998. The ecogeography of Andean potatoes. **BioScience 48**(6): 445-54.

Zipperer, W.C. 1993. Deforestation patterns and their effects on forest patches. **Landscape Ecology 8**(3): 177-84.

Zobel, M.; M. Otsus; J. Liira; M. Moora & T. Möls. 2000. Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? **Ecology 81**(12): 3274-82.

Zohary, M. 1973. **Geobotanical foundations of the Middle East**. Gustav Fischer Verlag. v.1, p.306-20.

Zuloaga, F.O.; O. Morrone & D. Rodríguez. 1999. Análisis de la biodiversidad en plantas vasculares de la Argentina. **Kurtziana 27**(1): 17-167.

AGRADECIMENTOS

Os poucos que conseguiram ler esta longa tese até o final, e os que, como eu, gostam de dar uma olhadinha no fim de um trabalho antes de começar a lê-lo, têm o direito de saber alguma coisa sobre como tal estudo foi feito, e especialmente sobre as muitas pessoas que possibilitaram que esta tese fosse concretizada.

É evidente que uma tese não é simplesmente um volume de páginas encadernadas. Antes dele, foram derramados sangue, suor e lágrimas, em proporções variadas ao longo de diferentes períodos do trabalho; no meu caso, certamente com grande predomínio do segundo, durante todos os trabalhos de campo e Herbário, e apesar dos muitos dias gélidos passados nos Aparados. Mesmo com todos os cuidados para não sujar este volume com tais líquidos, não se pode ignorar que esta tese decorre muito deles. Também inúmeras lembranças estão associadas a esta tese, e certamente fazem parte dela, embora igualmente nos esforcemos para excluí-las do texto. E aqui é quase o único espaço que elas têm para se mostrarem.

Quando se chega ao final de mais uma etapa importante em nossas vidas, é impossível não olhar para trás e tentar lembrar como foi o início e transcurso dela. E aí encontramos pessoas que foram decisivas para que tudo tivesse transcorrido adequadamente, mesmo que nem sempre estivessem presentes por muito tempo. E, em relação a várias delas, eu simplesmente agradecer é muito pouco, mas ainda assim é um pequeno reconhecimento pelo muito que delas recebi e/ou com elas aprendi.

Meu **pai**, Waldemar Falkenberg, e minha **mãe**, Eleonora de Barcellos Falkenberg, sempre me estimularam (e às vezes até me forçaram) a estudar e custearam todas as minhas despesas até o final da faculdade; sem isto, teria sido impossível ou pelo menos muito difícil minha dedicação aos estudos durante toda aquela fase. Na minha graduação, mas geralmente fora das aulas, **Bruno** Edgar Irgang e Marcos Eduardo Guerra **Sobral**, inesquecíveis, dedicados e pacientes Professores, me ensinaram muito, ou quase tudo o que pude aprender, sobre as plantas e seus nomes. **Bruno** e mais recentemente **George** John Shepherd, orientadores dos meus mestrado e doutorado, respectivamente, confiaram totalmente em mim e souberam também ser tolerantes com meu jeito de trabalhar, jamais tendo qualquer discussão ou briga comigo, por incrível que pareça e por mais que eu tenha dado motivo para que alguma acontecesse. Destas 5 pessoas, serei eternamente devedor, pois não tenho como agradecer ou retribuir por tanto que delas recebi. Além disso, seus exemplos de honestidade, simplicidade, dedicação e bondade me marcaram muito, mesmo que eu dificilmente consiga repeti-los inteiramente. A estas pessoas decisivas na minha vida, meu mais profundo e sincero **MUITO OBRIGADO!**

Alguns outros naturalistas também foram importantes como fonte de inspiração, e faço questão de homenageá-los aqui: frei José Mariano da Conceição Vellozo, o primeiro grande botânico brasileiro, cuja obra foi tão prejudicada pelas regras nomenclaturais criadas no século 20; Darwin, o maior de todos os naturalistas; Martius e Sellow, grandes naturalistas-viajantes do século 19 e impulsionadores da botânica brasileira; Ernst Ule, o primeiro naturalista a explorar os Aparados; e finalmente o padre Balduíno Rambo, o grande explorador daquelas paragens, e Gert Hatschbach, o maior coletor brasileiro de plantas, personificações da dedicação e do conhecimento, bem como Peter H. Raven, professor-pesquisador e conservacionista incansável, José Antonio Lutzenberger (*in memoriam*; 17.12.1926-14.5.2002), o mais importante ecologista brasileiro de todos os tempos, e Augusto César Cunha Carneiro, livreiro-ambientalista e organizador do movimento conservacionista gaúcho. Tenho certeza de que o exemplo e a paixão destes gigantes continuarão contagiantes e darão entusiasmo e inspiração aos novos naturalistas do século 21.

Muitíssimas outras pessoas também contribuíram significativamente para esta tese chegar ao final; agradecerei nominalmente a várias a seguir, mas as não-citadas não devem imaginar que sua ajuda não foi importante ou que eu possa tê-las esquecido; a ausência de seus nomes aqui deve-se apenas à impossibilidade de eu listar todas as pessoas que me ajudaram; às muitas não-mencionadas, também agradeço de coração.

Ao George John Shepherd [guia, pastor], pela **orientação SEMPRE muito amável, segura e amiga**, mas acima de tudo pela irrestrita confiança em mim que sempre demonstrou. Também, pela compreensão nas horas necessárias e pela disponibilidade durante o seu pouco tempo de "descanso" diário (à noite, na sua casa) ou férias (usadas para discussão do trabalho *in loco*, nas "highlands" dos Aparados), sempre bem-humorado e mantendo sua imensa bondade, o que é ainda mais admirável. Tive um grande aprendizado e uma experiência muito enriquecedora com este Professor generoso e dedicado, de muitos interesses e conhecimentos, e por isso

extremamente solicitado. George, como também Bruno e outras pessoas antes, tentaram, gentil e educadamente, atenuar meu estilo às vezes agressivo e até descortês; confesso que nem sempre segui suas recomendações, e muitas vezes até resisti às argumentações das outras pessoas, mas quase não às do George, e reconheço que ninguém foi tão eficiente quanto ele para fazer eu amenizar minhas palavras e posições (talvez até por eu já estar mais experiente); afinal, não são as palavras que têm que ser fortes, mas sim os argumentos, e isto George me ensinou e teve paciência para repetir ou demonstrar algumas vezes.

Ao Amarildo Batista Andrade, pelo inestimável auxílio na amostragem fitossociológica, bem como pela paciência e bom-humor durante as cansativas e desgastantes medições e perfurações, mesmo sob chuva forte e gelada, batendo queixo e tremendo de frio, em pleno verão.

A todos os professores e funcionários do Departamento de Botânica e do Curso de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (CPGBV) da Unicamp; em especial, aos Professores George John Shepherd, Fernando Roberto Martins, Eliana Regina Forni-Martins, Vera Nisaka Solferini (Departamento de Genética), Maria do Carmo Estanislau do Amaral, Ana Maria Giulietti (então na USP, hoje na UEFS), Washington Marcondes Ferreira Neto e Armand Chauvel (IRD, Institut de Recherche pour le Développement, antigo ORSTOM), dos quais tive o privilégio de ser aluno em disciplinas, e à Josênia Lima de Oliveira e à Rejane M. Aranha, pelo freqüente auxílio, sempre com imensa boa-vontade e dedicação, bem como à Coordenação, especialmente à Profa. Ana Maria Goulart de Azevedo Tozzi, pelo empenho para que esta tese pudesse ser apresentada. Também, aos Professores Flavio Antonio Mães dos Santos, Eliana Regina Forni-Martins, Kikyo Yamamoto, Luiza Sumiko Kinoshita, Ivany F.M. Válio (Departamento de Fisiologia Vegetal) e João Semir, por aceitarem fazer parte da banca do meu exame de qualificação, e especialmente aos 3 primeiros, por terem sido os avaliadores. Ainda, aos Professores que dedicaram bastante tempo e energia para a análise prévia da tese: Luís Rios de Moura Baptista (Departamento de Botânica da UFRGS), Luiza Sumiko Kinoshita e Ricardo Ribeiro Rodrigues (Departamento de Ciências Biológicas da ESALQ/USP); seus comentários e suas críticas construtivas e sugestões melhoraram consideravelmente a qualidade desta versão definitiva. E, finalmente, aos Professores membros da banca examinadora; espero que seus esforços na leitura deste volume sejam proveitosos. Entre todos estes Professores mencionados, devo ainda um agradecimento muito especial, acompanhado de um sincero pedido de desculpas, à Ana Tozzi e ao George, em decorrência dos transtornos e problemas que causei com previsões que não consegui cumprir sobre a apresentação final desta tese.

A todos os amigos e colegas discentes deste CPGBV, pelo convívio agradável e produtivo; em especial, a Ana Cristina Kim, Marta D. Moraes, Ângela Sartori, Cláudio Müller, Simone P. Teixeira, Ingrid Koch, Eduardo Leite Borba, Renato Goldenberg, Andréa Spina, João Renato Stehmann, Ana Odete Santos Vieira, Vidal Mansano, Maria Teresa Zugliani Toniato, Alan Sciamarelli, entre outros.

Ao Departamento de Botânica da UFSC, por permitir meu afastamento por 4 anos das atividades didáticas, a fim de que eu pudesse me dedicar (quase) exclusivamente ao doutorado; em especial, à Maria Leonor D'El Rei Souza e à Maria Terezinha Silveira Paulilo, pela agradável companhia e por saudáveis discussões, e à primeira, ainda, pelo aprendizado sobre Melastomataceae.

Aos taxonomistas que determinaram minhas coletas não-identificadas ou confirmaram ou corrigiram identificações minhas. Suas responsabilidades, no entanto, restringem-se às identificações apostas às exsicatas e não incluem os nomes que adotei nesta tese, eventualmente em desacordo com suas idéias e, portanto, de total escolha e responsabilidade minhas. Em especial, a Marcos Eduardo Guerra Sobral (maioria das Myrtaceae e diversas exsicatas de grupos variados), Hilda Maria Longhi-Wagner (algumas Poaceae e revisão de parte das exsicatas da família), Jorge Luiz Waechter (maioria das Orchidaceae, exceto *Habenaria*), Lilian Auler Mentz (parte de *Solanum*), Maria Leonor D'El Rei Souza (revisão de *Leandra*), Eunice Jacques (Begoniaceae), Paulo Brack (Urticaceae), Armando Carlos Cervi (Passifloraceae), Mara Ritter (*Mikania*), Vera Lúcia Gomes Klein (*Cayaponia*), Gilberto Pedralli (Dioscoreaceae) e Taís Canto-Dorow (*Digitaria*).

Aos amigos Gert Hatschbach, João André Jarenkow e Marcos Sobral, companheiros no sonho e na luta por coleções científicas de melhor qualidade e mais representativas, pela constante permuta de duplicatas, várias da região estudada; aos dois últimos, ainda, pelas freqüentes e duradouras discussões e trocas de idéias e informações, inclusive sobre a vegetação dos Aparados, e também pelos dados inéditos da Serra do Apertado. Ao João André, adicionalmente, por muitas informações e discussões sobre fitossociologia, pela leitura crítica das "linhas-mestras" sobre conservação das MNs, e também por resistir brava e educadamente contra minhas insistentes e repetitivas afirmações (afinal, equivocadas, reconheço) sobre a pequena

importância e/ou necessidade de estudos fitossociológicos. Na mesma trincheira do João André, também sempre estiveram o George e sua cuidadosa e sensata argumentação sobre o valor e/ou a necessidade da quantificação, mas estes foram muito menos bombardeados por mim, embora também tenham enfrentado minha teimosia e meu cepticismo. George, que tão dedicada e arduamente trabalhou para construir o Fitopac, ainda teve o desprazer e a dificuldade de ler o capítulo 5 quando os gráficos das análises multivariadas estavam desenhados à mão, o que o isenta de qualquer responsabilidade por eventuais erros ou deficiências na interpretação ou apresentação destas figuras.

Ao Paul E. Berry, "Capitão Aventura", pela importante companhia na primeira visita à Serra do Corvo Branco e ao Morro da Igreja; ao Bruno Irgang, Marcos Sobral, "Rogerinho" Machado Bueno (*in memoriam*) e Augusto Carneiro, inesquecíveis companheiros nas primeiras excursões aos Aparados.

Ao Jorge Rodrigues Borges, proprietário da área estudada em Bom Jardim da Serra; ao Vilson, capataz da área estudada na Serra do Corvo Branco; ao comandante e subordinados do CINDACTA, no topo do Morro da Igreja; e a todos os demais proprietários não-identificados das áreas visitadas, pela permissão ou possibilidade de acesso às áreas sob sua propriedade ou responsabilidade.

Ao meu pai, pela tradução de 2 artigos de Rambo escritos em alemão (A antiga flora austral e Campo e mata no RS), e à Miriam, pela leitura do capítulo 1.

À Maria Laura Ghirardi Falkenberg, pela correção do "Abstract".

Ao Hermann Behling, pela gentil discussão e pelas sugestões e críticas à seção 4.11 do capítulo 4, mesmo discordando de boa parte dela e da linha geral de pensamento.

Ao Mário César Coelho, pela cobertura a nanquim na Figura 5.3, e ao Edson F. Gonçalves, pela confecção dos mapas das Figuras 2.3 e 2.4.

À CAPES, pelas bolsas de doutorado do PICDT, inicialmente integrais e posteriormente parciais, que cobriram parte das despesas com este trabalho, e pela brilhante implantação do Portal **.periodicos.** (http://www.periodicos.capes.gov.br), que colocou à disposição dos pesquisadores botânicos dezenas de importantes periódicos desta área e da ciência ecológica.

Aos funcionários das Bibliotecas (em especial dos setores de periódicos e comutação bibliográfica) e dos Herbários consultados, por manterem disponível o valiosíssimo acervo que precisei e pude consultar, e às pessoas que fotocopiaram a bibliografia ecológica, taxonômica e florística envolvida nesta tese, bem como aos autores e às editoras das obras consultadas, inclusive por algum direito autoral ou de propriedade que eventualmente possa ter sido ignorado ou desrespeitado (embora fotocopiar algumas páginas para uso pessoal não pareça constituir ilegalidade, cf. Science 270: 1450-1, 1995, How does the Texaco case affect photocopying by scientists?), mas a atividade científica neste terceiro mundo não pode obedecer a tudo e a todos, mesmo que a proteção a supostos direitos de propriedade intelectual tente se fazer (ou até seja) mais respeitada que os direitos humanos fundamentais ou princípios éticos da ciência, cada vez mais esquecidos diante das pressões mercantilistas.

Aos familiares e amigos, pelo estímulo, pela paciência, pelo interesse, pelas cobranças, pelas preocupações com minhas viagens e com os precipícios, as cobras, as subidas nas árvores e descidas nas rochas, os duendes e sabe-se lá o que mais povoou a cabeça destas pessoas que pensaram em mim durante este trabalho e especialmente durante as expedições, e a quem devo pedir desculpas (e especialmente para meu pai, que não está mais aqui) pelos afastamentos e pelas ausências, inclusive em datas e épocas tão importantes.

Esta tese é dedicada aos meus pais, Waldemar (*in memoriam*; 23.5.1915-3.7.1999) e Eleonora, às minhas irmãs Miriam e Ângela e ao meu irmão Geraldo, sempre presentes durante toda a minha já distante juventude, bem como aos meus cunhados Laura e Manfredo e aos meus sobrinhos Thomas Manfred, Bettina (minha afilhada) e Isabel; espero que estes também tenham a oportunidade de conhecer e admirar a grandeza e um pouco da Natureza dos Aparados.

Acréscimos e correções

Após encerrarmos a versão final desta tese em outubro/novembro de 2002, encontramos outras informações ou novos trabalhos e dados, que não puderam ser incluídos nos capítulos já finalizados e que são apresentados muito resumidamente a seguir.

Em relação aos extremófilos, mencionados no cap.1, também Wilson (2002, O futuro da vida, p.26-30) trata da importância ecológica e evolutiva deles.

No cap.2, deixamos de comentar sobre o trabalho de Nakajima & Semir (2001, Rev. Bras. Bot. 24(4):471-8), "Asteraceae do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil", que encontraram 215 espécies da família, sendo 27 delas novas para a ciência, confirmando a imensa importância da família em áreas altimontanas brasileiras e mesmo neotropicais.

Uma nova ocorrência para SC foi registrada durante uma expedição aos Aparados entre 14 e 16 de outubro de 2002: *Mimosa balduinoi* Burkart, conhecida anteriormente apenas de Cambará do Sul, RS, foi encontrada no município de Jacinto Machado, SC, em planície junto ao leito do rio que provém do cânion Fortaleza. Tal espécie, descrita como possuidora de filetes rosados e com floração entre fevereiro e maio por Barneby (Mem. N.Y. Bot. Gard. 65:506, 1991), na verdade possui estames esbranquiçados e floração bem mais ampla, ocorrente também na primavera. Barneby a considerou uma espécie "temperada", mas sua ocorrência por nós verificada em áreas rodeadas pela mata tropical atlântica questiona tal classificação.

Durante esta expedição aos Aparados, tivemos oportunidade de examinar as MNs e a VR da borda do cânion Fortaleza, e verificar que foi instalado um PIC (Posto de Informação e Controle) no interior do Parque Nacional da Serra Geral (tal instalação foi feita durante o segundo semestre de 2002), o que contraria nossa afirmação no cap.6 de que os 2 maiores parques dos Aparados não possuíam instalação física ou área implantada, que era a informação que tínhamos até nossas visitas anteriores à região (no primeiro semestre de 2002). Em contato com o chefe do P.N. da Serra Geral, ficamos sabendo ainda que já estava sendo desapropriada uma área dentro deste Parque e que o proprietário já recebera a maior parte da indenização a que fazia jus, mas ainda questionava o valor das terras e não concordava em abandonar a área. Embora sejam iniciativas importantes, pois representam as primeiras medidas no sentido de se iniciar a implantação real do Parque, ainda resta muito a ser feito até que este Parque esteja minimamente estruturado e chegue a uma situação relativamente similar à do P.N. de Aparados da Serra.

Percorrendo partes da borda do cânion Fortaleza, registramos mais duas espécies a serem incluídas na lista florística da MN: *Hesperozygis nitida* (Bentham) Epling, abundante na MN aí e observada também na VR (não incluída na lista geral do cap.2 e nem na lista da VR do cap.3), e *Nematanthus australis* Chautems, epífito raro na MN da região e também ocorrente na VR dali.

Quanto à facilitação, que abordamos no cap.3, mais um excelente artigo reforça sua importância fundamental dentro da organização das comunidades biológicas. Bruno *et alii* (2003, Trends in Ecology & Evolution 18, no prelo), no artigo "Inclusion of facilitation into ecological theory", mostram como a inclusão dela nas teorias e nos modelos e paradigmas da ecologia de populações e comunidades pode alterar muitas predições básicas e desafiar alguns dos pressupostos mais importantes desta área da ecologia.

Parmentier (2001, Systematics and Geography of Plants 71(2):911-22) apresentou um excelente estudo sobre a VR de 14 inselbergs africanos: "Premières études sur la diversité végétale des inselbergs de Guinée Equatoriale continentale". No trabalho "Vegetation recovery on the 1922 and 1959 lava flows on Mount Cameroon, Cameroon", Ndam *et alii* (2001, Systematics and Geography of Plants 71(2):1023-32) verificaram a mesma seqüência de colonização de rochas vulcânicas na África que observamos na VR dos Aparados: liquens+musgos → pteridófitas → ervas+trepadeiras+plantas lenhosas de porte reduzido → árvores pioneiras, o que também corrobora nossas suposições sobre as relações sucessionais entre VR e MN aparentemente ocorrentes em inúmeros pontos dos paredões dos Aparados.

Sobre as matas montanas africanas, um importante conjunto de artigos foi incluído numa recente edição especial de Systematics and Geography of Plants, abaixo citado:

Robbrecht, E.; J. Degreef & I. Friis eds. 2001. The montane floras of Africa. [título usado apenas no sumário, p.97] **Systematics and Geography of Plants 71**(2): 949-1061.

Em relação às briófitas epifíticas, Gradstein *et alii* (2001, Caldasia 23(1):203-12) fazem importantes considerações em seu trabalho "Diversity and habitat differentiation of mosses and liverworts in the cloud forest of Monteverde, Costa Rica", registrando 190 espécies (sendo 133 de hepáticas) em um inventário de 4 ha de dossel (20-30 m de altura) e submata em floresta nebular baixo-montana a 1550 m de altitude. Sobre trepadeiras, Linares (2001, Caldasia 23(1):169-79) lista 310 gêneros e seus mecanismos de escalada ou apreensão no trabalho "Aproximación al conocimiento de los bejucos de Colombia".

No final do terceiro parágrafo da seção 4.11.1 do cap.4, comentamos sobre a pouca exploração nos dados de produção e deposição de pólen por Behling *et alii* (2001), que foram bastante abordados num trabalho recente de tais autores (Bauermann *et alii* 2002, Pesquisas, Bot. (52):223-39), "Aspectos tafonômicos em palinologia de Quaternário", que não estava disponível quando fizemos nosso comentário. Tal trabalho ainda fornece uma boa bibliografia sobre o assunto, que pode ser somada às referências já dadas por nós naquela seção. Outro trabalho que também trata deste tema e de outras fontes de dificuldade e erro na análise polínica é bastante antigo, mas interessa pelo seu pioneirismo na literatura brasileira: é o de Cain (1951, Boletim Geográfico 8(95): 1312-9), "O lugar da análise polínica na páleo-ecologia", traduzido pelo grande geógrafo Orlando Valverde.

Na seção 4.12 do cap.4, deixamos de incluir uma posição de Klein (1981, Sellowia 33:39), que concluía que a mata tropical atlântica se estendia apenas até a Serra do Tabuleiro, praticamente na metade do litoral catarinense, e passaria a ser subtropical daí para o sul. Isto parece uma mudança de posição em relação a seus trabalhos anteriores e aparentemente foi abandonada por ele em seus trabalhos posteriores. Neste trabalho de 1981, ele acreditava que 1/3 das espécies da mata atlântica teria seu limite austral na Serra do Tabuleiro, mas muito provavelmente ele estava enganado também neste aspecto, e pensamos que sua mudança de posição em trabalhos posteriores e a não-repetição de tal opinião podem ser indicativos do reconhecimento destes prováveis equívocos cometidos por ele em 1981.

Quanto à sucessão em matas montanas, devemos acrescentar no primeiro parágrafo da seção 4.14 um interessante artigo de Bussmann (2001, Systematics and Geography of Plants 71(2):959-74), "Succession and regeneration patterns of East African mountain forests. A review", que apresenta os ciclos regenerativos de 4 tipos de mata montana africana, inclusive um ("floresta subalpina perenifólia") que parece se aproximar de uma mata nebular, pela ocorrência de alta precipitação e de freqüentes neblinas, entre 2900 e 3300 m de altitude. Neste, a regeneração surpreendentemente seria dependente de incêndios ocasionais durante períodos excepcionalmente secos em intervalos de aproximadamente 1 século, algo que não pode ser totalmente descartado em relação às MNs dos Aparados, embora sejamos extremamente céptícos quanto a uma possibilidade deste tipo, ainda mais que em tal mata africana as espécies dominantes não se regeneravam em condições climáxicas, o que não parece ser o caso das MNs dos Aparados (exceto, talvez, para *Crinodendron brasiliense*).

Um trabalho sobre pinhais, regeneração e impacto do gado, que não estava disponível quando finalizamos nosso estudo, é o de Mauhs & Backes (2002, Pesquisas, Bot. (52):89-109), intitulado "Estrutura fitossociológica e regeneração natural de um fragmento de floresta ombrófila mista exposto a perturbações antrópicas", realizado um remanescente de 4,5 ha em Vacaria, RS, a 850 m de altitude.

Um importante estudo fitossociológico publicado antes da finalização de nossa tese, mas ao qual não tivemos acesso até recentemente, foi o de Jarenkow & Waechter (2001, Rev. Bras. Bot. 24(3):263-72), "Composição, estrutura e relações florísticas do componente arbóreo de uma floresta estacional no Rio Grande do Sul, Brasil", que sintetiza parte da tese de Jarenkow (1994), já citada por nós anteriormente. Este trabalho reconhece os mesmos 2 grandes contingentes florestais pluviais sul-brasileiros tratados anteriormente por Rambo e mencionados por nós no final do sexto parágrafo da seção 4.15 do cap.4.

A respeito da baixa estatura das MNs, é interessante considerar o artigo de Midgley (2003, Trends in Ecology & Evolution 18(1), no prelo), "Is bigger better in plants? The hydraulic costs of increasing size in trees", que comenta alguns trabalhos que mostram como árvores mais altas são mais impactadas pelo estresse hidráulico e mais sujeitas a formar bolhas de ar nos feixes vasculares. Isto pode ter vinculação com o baixo porte das árvores das MNs, e pode ser mais um argumento que reforce o possível papel da disponibilidade hídrica na questão discutida por nós na seção 5.10 do cap.5. Também relacionado com esta seção, o artigo de Paul & Gwynn-Jones (2003, Trends in Ecology & Evolution 18, no prelo), "Ecological roles of solar UV

Continuação de ACRÉSCIMOS E CORREÇÕES - inserir como página 557a

Duas importantes sínteses, uma sobre VR no Itatiaia e outra sobre MNs no sul do Brasil, foram encontradas por nós somente depois de os originais da tese terem sido entregues à gráfica, e são aqui citadas, devido à sua relevância para os assuntos tratados nesta tese. Ambas foram publicadas em periódicos pouco conhecidos, um criado recentemente no Paraná (Portes & Galvão 2002) e outro reativado só agora (Ribeiro & Medina 2002), o que dificultou nosso acesso a eles e impediu que pudéssemos aproveitar suas informações nesta tese. Um terceiro trabalho (Bush 2002) apresenta grande interesse para (e impacto sobre) a conservação das MNs.

Bush, M.B. 2002. Distributional change and conservation on the Andean flank: a palaeoecological perspective. **Global Ecology and Biogeography 11**(6): 463-73.

Portes, M.C.G.O. & F. Galvão. 2002. A floresta altomontana do sul do Brasil: considerações climáticas, pedológicas e vegetacionais. **Cadernos da Biodiversidade 3**(1): 44-50.

Ribeiro, K.T. & B.M.O. Medina. 2002. Estrutura, dinâmica e biogeografia das ilhas de vegetação sobre rocha do planalto do Itatiaia, RJ. **Boletim do Parque Nacional do Itatiaia** (10): 11-82.

ERRATA

Na p.68, linha 20, onde se lê "abaixo, item j", leia-se "**seção 2.9.10, item 1**".

Nas páginas 87, 145, 176, 253 e 294, onde se lê "*Gunnera manicata* Linden", leia-se "*Gunnera manicata* Linden **ex André**". Esta correção decorre de artigo em Taxon 51(3): 493-7, 2002.

Na p.411, linha 2, onde se lê "decreto 94257/92", leia-se "decreto **99547/90** de 25.IX.1990".

Na p.497, linha 9, onde se lê "Marks *et alii*", leia-se "**Schwartz** *et alii*".

Na p.553, linha 18, onde se lê "Mães", leia-se "**Maës**".

radiation: towards an integrated approach", aborda amplamente outro fator que pode ter importância na baixa estatura das MNs, embora não trate especificamente deste tipo de comunidade.

Em relação à importância da taxonomia, que enfatizamos na seção 6.4 do cap.6, Tautz *et alii* (2003, Trends in Ecology & Evolution 18(2):70-4) também a reforçam, mas propõem, no artigo "A plea for DNA taxonomy", a introdução de um sistema taxonômico baseado no DNA como um novo "andaime" ("scaffold", que também pode ser traduzido como forca ou cadafalso!) para o conhecimento taxonômico acumulado. Eles deixam claro que tal sistema baseado no DNA "deve ser firmemente ancorado dentro do conhecimento, dos conceitos, das técnicas e da infra-estrutura da taxonomia tradicional." Suas propostas e idéias já foram bastante discutidas por outros pesquisadores no mesmo número daquela publicação (ver TrEE 18(2):57-9, 63-6, 75-6), e estão relacionadas ainda à proposta de Wilson (2003, TrEE 18(2):77-80), por ele denominada "The encyclopedia of life". Em todos estes artigos citados, temos um grande reconhecimento da importância da taxonomia como fundamento das ciências biológicas e como base indispensável para a compreensão da biodiversidade.

Ashley *et alii* (2003, Biological Conservation, no prelo), no artigo "Evolutionarily enlightened management", revisam as crescentes evidências de que as mudanças microevolutivas podem ser rápidas (inclusive em espécies perenes e até arbóreas, e, portanto, não limitadas às herbáceas com curtos tempos de geração) e, em muitos casos, ocorrem em escalas temporais similares às das perturbações e destruições antrópicas. Isto leva tais autores a apontarem a necessidade de atenção aos aspectos evolutivos (e suas possíveis conseqüências) durante decisões e/ou recomendações de manejo. Constatações semelhantes são feitas por Palumbi (2001, Science 293(5536):1786-90), em seu instigante e provocativo artigo "Humans as the world's greatest evolutionary force", que caberia perfeitamente dentro da linha geral de nossa seção 6.4.

A respeito de comparações entre espécies raras e outras de ampla ocorrência que façam parte de um mesmo gênero, Richards *et alii* (2003, Biological Conservation 111(1):41-52), em seu artigo "Physiological profiles of restricted endemic plants and their widespread congenors in the North Queensland wet tropics, Australia", analisam 3 pares de espécies e concluem que uma causa diferente é responsável pela raridade de cada espécie, demonstrando como pesquisas ecofisiológicas podem ser muito mais informativas para o manejo de espécies ameaçadas que qualquer análise genética ou ecológica isolada.

Diversos artigos de Ciência & Ambiente (24), publicada pela UFSM em 2002, sobre "Fitogeografia do sul da América", tratam de temas que abordamos nesta tese; infelizmente, não tivemos condição de aproveitar aqui as informações/posições que os autores mostraram em seus trabalhos (agradecemos ao Jorge Luiz Waechter pelo envio do exemplar, em janeiro de 2003). Bolzon & Marchiori (p.5-24) apresentam uma síntese paleoflorística da "vegetação no sul da América", sendo que também partes dos artigos de Leite (p.51-73) e Quadros & Pillar (p.109-18) tratam de alguns aspectos da história vegetacional do sul do Brasil, que têm relação com nossa seção 4.11. O último artigo citado retoma (sem mudança significativa) vários aspectos que já criticamos no cap. 6 sobre o trabalho publicado pelos mesmos autores em língua inglesa. Sobre a vegetação campestre, Porto (p.119-38) e Marchiori (p.139-50) fazem considerações a respeito de sua classificação (a primeira autora adota uma baseada em regiões geográficas, como outros autores que citamos na nossa seção 4.8), mas ainda persiste a mesma situação que apontamos na seção 4.8, afirmada também por Marchiori, de inexistência de consenso quanto às denominações e a uma classificação mais adequada deste tipo vegetacional. Roderjan *et alii* (p.75-92) publicaram "As unidades fitogeográficas do estado do Paraná", baseadas na classificação adotada pelo IBGE (esta, bastante criticada na presente tese e também no já citado artigo de Marchiori); na p.81, Roderjan *et alii* apresentam uma breve caracterização das florestas ombrófilas densas altomontanas, "denominadas regionalmente de 'matinhas nebulares' " e desenvolvidas sobre "Neossolos Litólicos e Organossolos não-saturados"; estas denominações dos solos são interessantes e não foram consideradas em nossa seção 5.8. No trabalho que nos pareceu mais importante (talvez até por se aproximar da revisão das idéias fitogeográficas de Rambo que consideramos prioritária no final da seção 4.15), Waechter (p.93-108) apresenta sua tentativa de fazer uma sinopse florística do RS, intitulada "Padrões fitogeográficos na flora atual do Rio Grande do Sul" e baseada em "gêneros representativos"; sua Tabela 1 (p.97) é extremamente necessária; este artigo de Waechter certamente deverá ser considerado em qualquer abordagem fitogeográfica que se pretenda fazer sobre a vegetação sul-brasileira ou sobre qualquer parte dela, mas também não pôde ser usado na presente tese.

Índice

Alguns importantes assuntos, a maioria dos quais não está explícita no Sumário, foram indexados através desta lista, que permite localizá-los mais facilmente, mas nem sempre inclui todas as menções ao tema.

Abundância, 7, 8, 111, 146, 187, 211-2, 254, 350-5, 493
Adaptação ao frio, 123-4, 236, 238, 261-2, 371
Algas, 119-20, 128-30, 138, 451, 452
Araucaria, 184, 190, 191, 204, 216, 232-3, 235, 241-2, 247, 248, 339, 368, 458
Briófitas, 119-20, 125, 129-30, 140-1, 182, 184, 219-20, 231, 251, 376, 450-1, 556
"Campo de altitude", 44, 56, 57, 101, 115-6, 191, 195, 229, **230**, 231
Campo rupestre, 44, 56, 58, 63, 115-6, 148, 231
Disjunção planalto-litoral, 149
Dispersão de propágulos, 122, 132, 133, **225-7**, 251, 258, 259-60, 352, 395-6, 401, 418, 419, 432, 447, 460-1
Ecótonos, 3, 8, 43, 228, 229, 231, 233, 376-7, 496
Epífitos, 126, 130, 182-3, 187-8, 202, **215-23**, 225, 231, 251, 255, 260, **335-42**, 364, 376, 426, 450, 556
Especiação, 3, 5, 6, 7, 43, 44, 71, 101, 131-3, 239, 483
Espécies indicadoras, 205-6, 241, 243-4, 485, 498
Estação seca, 127, 229, 232, 235-8, 370, 470
Extinção, 5, 6, 7, 132, 420, 421, 429, 438-9, 466, **489-92**, 496
Fixação de nitrogênio, 119, 128, 137-9, 451, 486
Flexibilidade ecológica, 44, 71, 427-8
Fogo, 100, 150-1, 234, 394, 399-402, 412, 429, **451-64**, 470, 556
Folhas, 127-8, 182, 192, 213-5, 219, 235-8, 259, 264-5, 328, 370, 373
Fungos, 129, 138, 139, 222, 366, 451, 452
Gado, 41, 151, 243, 260, 261, 394, 397, 402-6, 412, 429, 435, 453-4, 464-5, **467-73**
Glaciações, 101, 123, 131-3, 232, 238-48, 427, 466
Hibridação, 71, 444, 446
Itatiaia, 22, 44, 56, 57, 62, 115, 127-8, 148, 185, 189, 194, 212-3, 224, 229, 245, 251
Liquens, 119-20, 128-30, 140, 184, 219, 231, 376, 443, 450-1
"Mata de altitude", 191-2, 195, 205-6, 443
Páramo, 58, 59, 63, 122, 124, 210, 230, 251
Pequenas unidades de conservação, 478-9
Podocarpus, 191, 204-5, 233, 241-2, 248
Polinização, 227, 418-9, 420-1, 432, 449
Populações, 133-4, 348, 350-5, 421, 422-3, 425, 475-6 (humanas), 499 (idem), 500 (idem)
Radiação ultravioleta (UV), 126, 371, 372, 556-7
Raízes, 124, 243, 257, 262, 305, 364, 370, 450, 460, 462, 498
Rambo (Balduíno), 3-4, 11, 21, 44, 189, 248, 265, 474, 557
Riqueza de espécies, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 43-64, 102-18, 195-204, 207-11, 220-2, 300, 307-15, 437, 474
"Source-sink", 133-4
Teoria dos refúgios, 131-3, 240, 497
Tolerância à dessecação, 119, 121
"Treeline", 127, 230, 245, 264, 372, 468
Trepadeiras, **223-5**, 343, 348, 368, 436, 451, 556
Turfeiras, 21, 72, 136, 148, 185, 230-1, 243, 245
Turismo, 481
Variação genética, 71, 421-3, 486-7
Vento, 126, 127, 130, 225-7, 228-9, 371, **372-4**, 430

Endereços dos autores:
Daniel de Barcellos Falkenberg: bot@ccb.ufsc.br
Dpto. Botânica UFSC, 88040-900, Florianópolis, SC

George John Shepherd: george@unicamp.br
Dpto. Botânica Unicamp, C.P. 6109, 13083-970, Campinas, SP