



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO

**Conservação ambiental em cenários de uso:
medidas de mudanças, heterogeneidade e
valoração da paisagem**

Elisa Hardt Alves Vieira

Campinas

2010

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

Elisa Hardt Alves Vieira

**Conservação ambiental em cenários de uso:
medidas de mudanças, heterogeneidade e
valoração da paisagem**

Tese de Doutorado apresentada à Comissão de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, na área de concentração de Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais.

Orientadora: Prof^a Dr^a Rozely Ferreira dos Santos

Campinas

2010

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

V673c	Vieira, Elisa Hardt Alves Conservação ambiental em cenários de uso: medidas de mudanças, heterogeneidade e valoração da paisagem / Elisa Hardt Alves Vieira. --Campinas, SP: [s.n.], 2010. Orientador: Rozely Ferreira dos Santos. Tese de Doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. 1. Ecologia paisagística. 2. Conservação biológica. 3. Mudanças ambientais. 4. Efeito de borda. 5. Mosaicos. I. Santos, Rozely Ferreira dos. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.
-------	---

Título em Inglês: Environmental conservation in land use scenarios: measurements
of changes, heterogeneity and landscape valuation

Palavras-chave em Inglês: Landscape ecology, Biological conservation,
Environmental changes, Edge effect, Mosaics

Área de concentração: Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

Banca examinadora: José Salatiel Rodrigues Pires, Sinésio Scarabello Filho, Lauro
Luiz Francisco Filho, Diógenes Cortijo Costa

Data da defesa: 02/07/2010

Programa de Pós Graduação: Engenharia Civil

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO

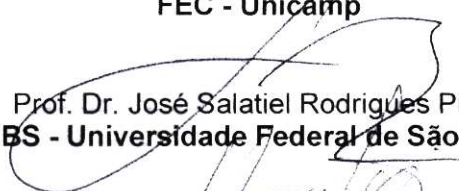
**Conservação ambiental em cenários de uso:
medidas de mudanças, heterogeneidade e
valoração da paisagem**

Elisa Hardt Alves Vieira

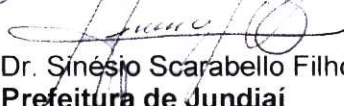
Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



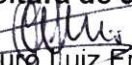
Prof.ª Dr.ª Rozely Ferreira dos Santos
Presidente e Orientadora
FEC - Unicamp



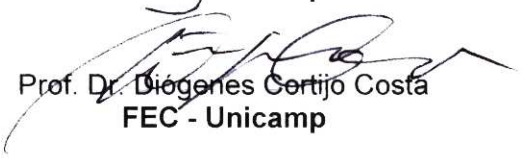
Prof. Dr. José Salatiel Rodrigues Pires
CCBS - Universidade Federal de São Carlos



Prof. Dr. Sinésio Scarabello Filho
Prefeitura de Jundiaí



Prof. Dr. Lauro Luiz Francisco Filho
FEC - Unicamp



Prof. Dr. Diógenes Cortijo Costa
FEC - Unicamp

Campinas, 02 de julho de 2010

*Ao meu Supermarido por todo apoio e
compreensão e à minha querida Família por
entender a ausência dos últimos anos.*

Agradecimentos

À minha querida orientadora professora Dr^a Rozely Ferreira dos Santos, pelo simples fato de ser o que ela é, uma pessoa empenhada em SER e nos fazer CRESCER, sempre pronta para dividir suas experiências, ensinar, orientar e até mesmo aprender. O meu muito obrigado por toda confiança e dedicação.

Ao Erico Fernando Lopes Pereira da Silva por sempre estar ao meu lado nessa jornada, com suas essenciais contribuições nesse trabalho, para o qual vivemos bons (e nem tão bons) momentos juntos.

À Fapesp por ter me proporcionado a bolsa de estudos e o auxílio financeiro necessário para a realização dessa pesquisa e do meu estágio no exterior (Processos Fapesp: 06/55385-0 e 08/01505-0).

À prefeitura de Jundiaí e à Associação dos Proprietários e Amigos da Serra da Ermida – APASE pela autorização de acesso às informações e às áreas estudadas. Em especial agradeço a disposição do Eng. Sinésio Scarabello Filho e da presidente da APASE, Adv^a. Fernanda Fernandes Grosskopf.

Aos professores Dr. Carlos Tomás López de Pablo e Dr^a Pilar Martí de Agar Valverde da Universidade Complutense de Madri, o meu muito obrigado pelas suas contribuições científicas à esse trabalho e pelo acolhimento na Espanha, que me proporcionou um período de muito aprendizagem e crescimento acadêmico e pessoal.

Ao professor Jorge Yoshio Tamashiro do Departamento de Biologia Vegetal da Unicamp pelas contribuições na avaliação de efeito de borda e pelo auxílio na identificação das espécies arbóreas, parte delas encaminhadas para a identificação pelo especialista da família Myrtaceae, o Dr. Marcos Eduardo Guerra Sobral da Universidade Federal de São João Del Rei. Ao professor Sidney Ragazzi do Departamento de Estatística da Unicamp pelas preciosas orientações nas análises estatísticas e pela sua disposição em ensinar.

Aos laboratórios da FEC Unicamp - “Mecânica dos Solos e Estradas”, “Física Aplicada e Conforto Ambiental” e “Saneamento” - pelos auxílios durante as atividades de avaliação de efeito de borda, com o empréstimo de equipamentos e colaboração nas análises.

À todos os professores e alunos do LAPLA e da Unicamp com os quais tive a oportunidade de conviver nos últimos anos aprendendo e trocando experiências e conhecimentos para toda vida, com a felicidade de fazer importantes amigos, que direta ou indiretamente contribuíram para esse estudo.

*Si supiera ... no lo llamaría investigación,
¿verdad?*

Albert Einstein

Resumo

Hardt, Elisa. **Conservação ambiental em cenários de uso: medidas de mudanças, heterogeneidade e valoração da paisagem**. Tese (Doutorado). Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2010. 178p.

A proposição de estratégias e critérios de valoração da conservação biológica a partir de elementos estruturais da paisagem pode auxiliar no planejamento ambiental e subsidiar a tomada de decisão. Nessa direção, esse estudo teve como objetivo qualificar o estado de conservação de paisagens passadas e presente e cenários de expectativa dos grupos sociais por meio da interpretação da heterogeneidade estrutural e da valoração da paisagem. Essa proposta foi aplicada na Serra do Japi, uma área de florestas conservadas e legalmente protegidas do Estado de São Paulo, tendo como estudo de caso o loteamento Ermida, um empreendimento regularmente aprovado antes das medidas de proteção dessa área e que hoje enfrenta restrições para sua implantação. Foram utilizados Sistemas de Informação Geográfica e programas estatísticos para mapear o uso da terra, construir cenários, identificar fronteiras, criar mosaicos e valorar a paisagem por métricas de disponibilidade de recursos, permeabilidade e fragmentação. Os resultados mostraram que medidas de quantidade de floresta podem trazer decisões distintas daquelas que consideram a avaliação da heterogeneidade estrutural da paisagem por mosaicos, que se revelou mais eficaz na evidência de mudanças históricas e de interações e domínios de fronteiras. As métricas de valoração indicaram que o aumento da quantidade de habitat nem sempre representou um acréscimo na qualidade da paisagem. A via de acesso foi a ação antrópica de maior influência sobre as florestas. Seu efeito de borda foi de extensão variável de acordo com a vizinhança e com o indicador desse efeito na estrutura ou na composição da floresta. Esse estudo mostrou que as mudanças dos últimos 40 anos da Serra do Japi evoluíram em direção às expectativas de

conservação em termos de quantidade, disponibilidade de recursos e permeabilidade da paisagem. Diferentemente do esperado, o cenário legal apresentou uma tendência de fragmentação da paisagem maior do que a situação atual. No caso do loteamento Ermida, os critérios adotados não mostraram uma perda substancial de florestas em área e a sua existência não impediu a continuidade do processo sucessional, bem como a conectividade da paisagem. Por outro lado, houve grande diminuição da disponibilidade de recurso ótimo, causada pela disposição das vias de acesso e pelo efeito de borda resultante. Por essa razão, entre as expectativas dos grupos sociais, a melhor alternativa para a conservação foi aquela que previu a otimização dos acessos.

Palavras-chave: ecologia da paisagem; conservação biológica; índice de mudança, efeito de borda; mosaico.

Abstract

Hardt, Elisa. **Environmental conservation in land use scenarios: measurements of changes, heterogeneity and landscape valuation**. Tese (Doutorado). Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2010. 178p.

The proposal of strategies and valuation criteria for biological conservation based on structural elements of the landscape may help the process of environmental planning and decision-making. This study was aimed at assessing the quality of the conservation status of past and present landscapes and expectations of social groups scenarios based on the interpretation of the structural heterogeneity and the valuation of the landscape. This study was conducted in Serra do Japi, a preserved and legally protected area in São Paulo State. The case study was the Ermida residence property development, which was legally approved before the protective measures for the preservation of Serra do Japi, and that currently faces restrictions for its implementation. Geographic Information Systems and statistic software were used to: map land use, construct scenarios, identify borders, create mosaics and appraise the landscape based on resource availability, permeability, and fragmentation. The results revealed that measurements of the amount of forest may lead to decisions different from those based on the evaluation of the heterogeneity of landscape mosaics, which was more effective to show evidences of historical changes and interactions, and establishment of limits. The metrics of valuation indicated that the increase in the amount of habitat not always represented an increase in landscape quality. An access road was the anthropogenic component with the highest impact on forests. The extent of the edge effect varied depending on the neighborhood and on the indicator of this effect in the structure or composition of the forest. This study revealed that the changes in the last 40 years in Serra do Japi evolved toward conservation, regarding quantity, availability of resources and

permeability of the landscape. Unlike the expected, the legal scenario presented a stronger tendency of fragmentation of the landscape than the current situation. In the case of the Ermida development area, the criteria used did not indicate a substantial loss of forests in the area and its existence did not prevent the continuity of the successional process, as well as the connectivity of the landscape. On the other hand, the availability of optimum resources greatly decreased, caused by the availability of access roads and by the resulting edge effect. Because of that, among the expectations of social groups, the best alternative for conservation was the one that predicted the optimization of road access.

Keywords: landscape ecology; biological conservation; change index; edge effect; mosaic.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização e medidas de proteção legal da Serra do Japi e da área foco deste estudo, o loteamento Ermida.	7
Figura 2. Situação atual do loteamento “Chácara Serra da Ermida”, Serra do Japi, Jundiaí-SP.9	
Figura 1.1. Limite da área de estudo e do loteamento Ermida na Serra do Japi.	19
Figura 1.2. Discriminação e articulação das 18 fotografias aéreas de 2005 adquiridas na empresa Base Ltda., escala 1:25.000.	22
Figura 1.3. Discriminação e articulação das 22 fotografias aéreas de 1962 obtidas no AFA/USP e no IAC, escala 1:25.000.	22
Figura 1.4. Discriminação e articulação das 20 fotografias aéreas de 1994 obtidas no AFA/USP, escala 1:25.000.	23
Figura 1.5. Ilustração da função “ <i>Orthorectify Air Photo</i> ” do software ENVI 3.5 utilizada na criação das ortofotos. A: orientação interna; B: orientação externa.	26
Figura 1.6. Ilustração da função “Registration” do software ENVI utilizada na georreferência das ortofotos.	27
Figura 1.7. Padrões, formas, texturas, granulosidades e tons de cores das categorias e subcategorias de classificação do uso e da cobertura da terra da Serra do Japi.	31
Figura 1.8. Caracterização do uso e da ocupação da Serra do Japi, anos de 1962, 1994 e 2005.	39
Figura 1.9. Mapa de uso e ocupação da Serra do Japi, 1962	41
Figura 1.10. Mapa de uso e ocupação da Serra do Japi, 1994	42
Figura 1.11. Mapa de uso e ocupação da Serra do Japi, 2005	43
Figura 1.12. Evolução do processo sucessional dos remanescentes florestais da Serra do Japi. (a) 1962-1994; (b) 1994-2005.	45
Figura 1.13. Substituição de áreas de <i>stepping stones</i> por áreas de mata secundária inicial na Serra do Japi. (a) 1962-1994; (b) 1994-2005.	46
Figura 1.14. Áreas de Preservação Permanente da Serra do Japi e do loteamento Ermida segundo o Código Florestal.	51
Figura 1.15. Áreas da Serra do Japi protegidas: (a) Área de Preservação Permanente - APP; (b) Tombamento; (c) Área de Proteção Ambiental – APA; (d) proteção da Mata Atlântica; (e) proteção integral como Unidade de Conservação; (f) sobreposição de medidas de proteção... ..	52

Figura 1.16. Mapa de uso e ocupação da Serra do Japi, Cenário Legal.....	55
Figura 1.17. Critérios utilizados na construção do cenário tecnicamente ideal para a conservação da Serra do Japi: (a) tipos de relevo; (b) remanescentes de floresta de 2005; (c) áreas de preservação permanente; (d) cobertura de floresta ideal.	57
Figura 1.18. Mapa de uso e ocupação da área de influência do loteamento Ermida, antes da sua implantação, ano de 1962.	59
Figura 1.19. Mapa de uso e ocupação da área de influência do loteamento Ermida depois da sua implantação, ano de 1994.	60
Figura 1.20. Mudanças da cobertura florestal na área de influência do loteamento Ermida, antes (1962) e depois (1994) da sua implantação.	61
Figura 1.21. Mudança relativa no uso e na ocupação da área de influência do loteamento Ermida, antes (1962) e após (1994) sua implantação.	62
Figura 1.22. Cenários de conservação para a área do loteamento Ermida: (a) cenário legal e (b) cenário tecnicamente ideal.	65
Figura 1.23. Mapa de uso e ocupação da área do loteamento Ermida nos anos de 1962 (a), 1994 (b) e 2005 (c).	66
Figura 1.24. Diferentes Cenários para o Loteamento Ermida: (a) projeto inicial; (b) projeto APASE; (c) alternativo I; (d) alternativo II.	68
Figura 2.1. Áreas de estudo na Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi.	78
Figura 2.2. Indicadores de efeito de borda organizados em processo, estrutura e composição de florestas, conforme Harper et al. (2005), modificado.	79
Figura 2.3. Disposição dos transectos e das parcelas de amostragem na avaliação do efeito de borda nas duas áreas selecionadas.	80
Figura 2.4. Efeito de borda de respostas secundárias na composição: riqueza (a) e similaridade florística (b - c). Borda Referência (• ____) e Borda Loteamento (o ____), ↓ indicação de borda. .	84
Figura 2.5. Efeito de borda de respostas secundárias na composição: diversidade (a), eqüabilidade (b), grupo sucessional (c – d) e espécies indicadoras por IVIA (e – f). Borda Referência (• ____) e Borda Loteamento (o ____), ↓ indicação de borda.	87
Figura 2.6. Efeito de borda de respostas primária na estrutura: densidade (a) e cobertura de lianas (b). Borda Referência (• ____) e Borda Loteamento (o ____), ↓ indicação de borda.	90
Figura 2.7. Efeito de borda de respostas primária e secundária em estrutura: cobertura de bambus (a); diâmetro (b), altura (c), e densidade arbórea (d); diâmetro de troncos mortos (e) e densidade de jovens (f). Borda Referência (• ____) e Borda Loteamento (o ____), ↓ indicação de borda.	92
Figura 2.8. Representação da magnitude (nível de inclinação crescente ou decrescente) e da extensão (barra horizontal) do efeito de borda de respostas em estrutura e em composição. ...	95
Figura 3.1. Localização da área de estudo na Serra do Japi, região de Jundiaí, São Paulo, Brasil.	109
Figura 3.2. Técnica de identificação das fronteiras a partir de comandos do software ArcGis.	112
Figura 3.3. Análises estatísticas realizadas para a identificação de mosaicos da paisagem. ...	113

Figura 3.4. Frequência relativa de 90% das fronteiras ocorrentes em cada período de estudo.	117
Figura 3.5. Dendrograma final de identificação dos 9 mosaicos de equivalência entre os cenários estudados por agrupamento hierárquico.	119
Figura 3.6. Mapa de mosaicos 1962, Serra do Japi.	121
Figura 3.7. Mapa de mosaicos 1994, Serra do Japi.	122
Figura 3.8. Mapa de mosaicos 2005, Serra do Japi.	123
Figura 3.9. Mapa de mosaicos do Cenário legal, Serra do Japi.	124
Figura 3.10. Representação gráfica das complexidades de interações de cada mosaico. A espessura das flechas e das caixas indica a abundância dos tipos de interações de usos.....	125
Figura 3.11. Atributos de fronteiras dos mosaicos: R = riqueza; FqF = frequência; DF = dominância; DI = densidade de interação.	126
Figura 4.1. Coeficientes de resistência utilizados no cálculo da permeabilidade potencial para o movimento de mamíferos florestais de pequeno porte.	154
Figura 4.2. Representação espacial das métricas de valoração da disponibilidade de recursos da Serra do Japi.	162
Figura 4.3. Representação espacial das métricas de valoração da conectividade potencial da Serra do Japi.	163
Figura 4.4. Representação espacial das métricas de valoração da disponibilidade de recursos do Loteamento Ermida.....	169
Figura 4.5. Representação espacial das métricas de valoração da conectividade potencial do Loteamento Ermida.	170
Figura 4.6. Representação espacial das métricas de valoração da disponibilidade de recursos do Loteamento Ermida.....	176
Figura 4.7. Representação espacial das métricas de valoração da conectividade potencial do Loteamento Ermida.	177
Figura 4.8. Medidas de conservação dos cenários estudados na Serra do Japi (■) e no loteamento Ermida (■) em relação aos valores obtidos para o cenário legal (linha contínua). 178	

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1. Parâmetros de orientação interna dos vãos de 2005, 1994 e 1962.....	26
Tabela 1.2. Pontos de controle (Nº) e RMS (m) registrados no processo de criação e de correção geométrica das ortofotos de 2005, 1994 e 1962.	28
Tabela 1.3. Uso e ocupação da Serra do Japi, anos de 1962, 1994 e 2005.	40
Tabela 1.4. Comprimento em quilômetros das vias de acesso da Serra do Japi, anos de 1962, 1994 e 2005.....	47
Tabela 1.5. Áreas de Preservação Permanente (APP) da Serra do Japi segundo o Código Florestal.....	50
Tabela 1.6. Áreas de Preservação Permanente (APP) da Serra do Japi com cobertura de mata nativa nos anos de 2005, 1994 e 1962.	50
Tabela 1.7. Áreas de mata nativa da Serra do Japi protegidas legalmente e comparadas com a cobertura de 2005.....	53
Tabela 1.8. Áreas e percentagens de uso e ocupação do cenário legal da Serra do Japi.....	54
Tabela 1.9. Contribuição de cada um dos critérios utilizados na criação do cenário ideal de cobertura florestal da Serra do Japi.	56
Tabela 1.10. Uso e ocupação da área de influência do loteamento Ermida, antes (1962) e depois da sua implantação (1994).	62
Tabela 1.11. Percentagens de uso e cobertura nos diferentes cenários do Loteamento Ermida.	64
Tabela 3.1. Categorias e critérios de classificação do uso e da cobertura da terra da Serra do Japi.....	110
Tabela 3.2. Sumário de descrição das fronteiras e usos dos mosaicos de 1962, 1994, 2005 e Cenário Legal.	120
Tabela 4.1. Métricas de valoração da conservação biológica da Serra do Japi e de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal.....	161
Tabela 4.2. Métricas de valoração da tendência de fragmentação florestal da Serra do Japi e da contribuição de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal. Valores entre 0 e 100.	166
Tabela 4.3. Métricas de valoração da conservação biológica do Loteamento Ermida e de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal.....	168

Tabela 4.4. Métricas de valoração da tendência de fragmentação florestal do Loteamento Ermida e de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal.	172
Tabela 4.5. Métricas de valoração da conservação biológica em diferentes cenários futuros para o Loteamento Ermida.....	173
Tabela 4.6. Métricas de valoração da tendência de fragmentação florestal em diferentes cenários futuros para o Loteamento Ermida.	174

LISTA DE QUADROS

Quadro 1.1. Discriminação e articulação das cartas topográficas do IBGE, escala 1:50.000.	20
Quadro 1.2. Discriminação e articulação das cartas topográficas do IGC, escala 1:10.000, região Macro-Metrópole, Datum Córrego Alegre, 1979.....	21
Quadro 1.3. Categorias, sub-categorias e critérios de classificação do uso e da cobertura da terra da Serra do Japi.	29
Quadro 1.4. Medidas de proteção da cobertura florestal da Serra do Japi e seus atos legais correspondentes.	33
Quadro 1.5. Cenários futuros para o Loteamento Ermida e seus critérios de construção.	38
Quadro 3.1. Medidas de caracterização das manchas e fronteiras dos mosaicos identificados nos cenários históricos e de proteção legal.	115
Quadro 4.1. Critérios de valoração da conservação biológica da paisagem e de seus mosaicos.	147
Quadro 4.2. Coeficientes de Tamanho (CT) atribuídos às diferentes classes de área de mancha.	149
Quadro 4.3. Critérios de graduação do custo de Distância (DI) ao movimento de mamíferos de pequeno porte.....	153
Quadro 4.4. Critérios de graduação de Coeficiente de Resistência (CR) de usos, considerando a dificuldade de movimento de mamíferos de pequeno porte e de hábito florestal.	155

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AFA	Arquivo de Fotografias Aéreas - acervo LASERE/USP
APA	Área de Proteção Ambiental
APASE	Associação de Proprietários e Amigos Serra da Ermida
APP	Área de Preservação Permanente
BL	Borda Loteamento
BR	Borda Referência
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CONDEPHAAT	Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Artístico, Arqueológico e Turístico
CPLA	Coordenadoria de Planejamento Ambiental da SMA
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DAS	Diâmetro à Altura do Solo
DF	Densidade de Fronteiras
DRO	Disponibilidade de Recurso Ótimo
DSF	Densidade de Segmentos de Fronteiras
EDH	Estágio de Desenvolvimento do Habitat
FH	Formato do Habitat
IAC	Instituto Agrônomo de Campinas
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IGC	Instituto Geográfico e Cartográfico
IVIA	Índice de Valor de Importância Ampliado
LAPLA	Laboratório de Planejamento Ambiental DRH/UNICAMP
LASERE	Laboratório de Aerofotogrametria e Sensoriamento Remoto DG/USP
MDT	Modelo Digital do Terreno
P/NP	Pioneiro/Não-Pioneiro
P	Permeabilidade da paisagem

PH	Proporção de Habitat
RBMSJ	Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi
RMS	Erro Quadrático Médio
SIG	Sistema de Informação Geográfica
SMA	Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo
SNUC	Sistema Nacional de Unidades de Conservação
SPSJ	Sistema de Proteção da Serra do Japi
TH	Tamanho do Habitat
UC	Unidade de Conservação
UPGMA	Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean
UTM	Universal Transversa de Mercator

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 HIPÓTESE	3
3 OBJETIVO	3
4 ÁREA DE ESTUDO	5
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	10
MUDANÇAS NA PAISAGEM DA SERRA DO JAPI: EXPECTATIVAS DE CONSERVAÇÃO OU DE USO ANTRÓPICO?	15
1.1 INTRODUÇÃO	15
1.1.1 <i>Objetivo</i>	18
1.2 MATERIAL E MÉTODOS	18
1.2.1 <i>Seleção da área de estudo</i>	18
1.2.2 <i>Coleta de dados</i>	20
1.2.2.1 <i>Aquisição de material cartográfico</i>	20
1.2.2.2 <i>Aquisição de fotografias aéreas</i>	21
1.2.2.3 <i>Levantamento de dados em campo</i>	23
1.2.3 <i>Construção de mapas e cenários</i>	24
1.2.3.1 <i>Mapas passados e presente</i>	24
1.2.3.1.1 <i>Criação das ortofotos</i>	25
1.2.3.1.2 <i>Correção geométrica das ortofotos</i>	27
1.2.3.1.3 <i>Caracterização do uso e da cobertura da terra</i>	29
1.2.3.2 <i>Construção de cenários de expectativa para a conservação florestal</i>	32
1.2.3.2.1 <i>Cenário legal</i>	33
1.2.3.2.2 <i>Cenário tecnicamente ideal</i>	37
1.2.3.2.3 <i>Diferentes cenários para o Loteamento Ermida</i>	37

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	39
1.3.1 <i>Mudanças no uso e na ocupação da Serra do Japi</i>	39
1.3.2 <i>Cenários de conservação da Serra do Japi</i>	49
1.3.2.1 <i>Cenário legal</i>	49
1.3.2.2 <i>Cenário ideal</i>	56
1.3.3 <i>Antes e depois da implantação do loteamento Ermida</i>	58
1.3.4 <i>Diferentes cenários para o loteamento Ermida</i>	64
1.4 CONCLUSÕES	69
1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	70
INDICADORES DE EFEITO DE BORDA E TIPO DE VIZINHANÇA EM UMA FLORESTA TROPICAL DE ALTITUDE	75
2.1 INTRODUÇÃO	75
2.1.1 <i>Objetivo</i>	77
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	77
2.2.1 <i>Áreas de estudo</i>	77
2.2.2 <i>Seleção de indicadores</i>	79
2.2.3 <i>Coleta de dados</i>	80
2.2.4 <i>Tratamento dos dados</i>	81
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	82
2.3.1 <i>Efeitos de resposta secundária em composição</i>	83
2.3.2 <i>Efeitos de resposta primária e secundária em estrutura</i>	89
2.3.3 <i>Efeitos de resposta direta e primária em processos</i>	94
2.4 CONCLUSÕES	96
2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	96
MUDANÇAS NA ESTRUTURA E MOSAICOS DA PAISAGEM	105
3.1 INTRODUÇÃO	105
3.1.1 <i>Objetivo</i>	108
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	108
3.2.1 <i>Área de estudo</i>	108
3.2.2 <i>Caracterização do uso e da ocupação da terra</i>	109
3.2.3 <i>Identificação de fronteiras</i>	110
3.2.4 <i>Identificação de mosaicos</i>	111
3.2.5 <i>Medidas de caracterização dos mosaicos na paisagem</i>	114
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	116

3.3.1 Heterogeneidade de fronteiras na paisagem.....	116
3.3.2 Mosaicos da paisagem	119
3.3.2.1 Mudanças históricas da Serra do Japi	127
3.3.2.2 Organização, complexidade, força e domínio de interações de um território.....	129
3.3.2.3 Interações de conflito e de estabilidade ao longo do tempo	131
3.3.2.4 Mosaicos de contribuição para a conectividade da paisagem	132
3.3.2.5 Forças motrizes, vetores de mudanças e a fragmentação	133
3.3.2.6 Contribuições da proteção legal para a conservação.....	135
3.4 CONCLUSÕES	136
3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	136
VALORAÇÃO DE MUDANÇAS NA CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA DE MOSAICOS DA PAISAGEM	141
4.1 INTRODUÇÃO	141
4.1.1 Objetivo	145
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS	146
4.2.1 Disponibilidade de recursos	148
4.2.1.1 Proporção de Habitat – PH	148
4.2.1.2 Tamanho do Habitat – TH.....	149
4.2.1.3 Formato do Habitat – FH.....	150
4.2.1.4 Estágio de Desenvolvimento do Habitat – EDH	150
4.2.1.5 Disponibilidade de Recurso Ótimo – DRO	151
4.2.2 Conectividade potencial da paisagem.....	151
4.2.2.1 Permeabilidade	152
4.2.3 Tendência à fragmentação da paisagem	156
4.2.3.1 Densidade de Fronteiras – DF	156
4.2.3.2 Densidade de Segmentos de Fronteiras – DSF	157
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	158
4.3.1 Mudanças no estado de conservação biológica da Serra do Japi.....	158
4.3.2 Mudanças na conservação biológica do Loteamento Ermida.....	167
4.4 CONCLUSÕES	179
4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	180
6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS	189

1 INTRODUÇÃO

Em muitos planejamentos ambientais que objetivam tomar decisões participativas ocorrem grandes embates entre os grupos sociais, tanto na fase da interpretação das conseqüências atuais das mudanças que ocorreram no passado como na seleção de cenários futuros. Muitas vezes, essa circunstância se verifica devido a falta de dados ou métodos que forneçam apoio à decisão. Como uma conseqüência disso, não são raras as vezes em que a definição de remanescentes para proteção ocorre somente com base no tamanho e na quantidade de florestas, sem considerar as particularidades ambientais inerentes da complexidade de interações entre os elementos da paisagem. Nesse caminho, nem sempre a decisão é acertada, independentemente dos interesses reinantes no discurso participativo. Assim, a proposição de estratégias de avaliação e de critérios de valoração da conservação biológica a partir de elementos estruturais da paisagem pode ser um importante instrumento capaz de auxiliar no planejamento ambiental e de melhor subsidiar a tomada de decisão.

O paradigma freqüentemente adotado na avaliação estrutural da paisagem é o modelo tradicional de mancha-matriz-corredor de Forman (1995). Embora, a princípio, esse modelo facilite a análise da paisagem, simplificando a sua rede de organizações, ele nem sempre auxilia nas decisões, principalmente em paisagens em que a alta heterogeneidade estrutural e, por conseqüência, alta heterogeneidade funcional, dificultam ou impedem a identificação da matriz, essencial para a compreensão das interações de domínio na paisagem. A principal limitação desse modelo está em desconsiderar as influências da vizinhança entre usos, responsáveis pela formação de gradientes na paisagem. Esta é a razão pela qual autores, como McGarigal & Cushman (2005), acreditam limitar a flexibilidade e a eficiência das análises quantitativas da estrutura espacial e contribuir para o distanciamento entre as idéias e perspectivas da comunidade e da ciência tradicional da ecologia da paisagem. Diante disso, alguns pesquisadores defendem a necessidade de uma estratégia metodológica de valoração

da conservação biológica a partir de uma estrutura da paisagem diferenciada. Essa avaliação deve considerar os arranjos espaciais das manchas, interligadas por fluxos horizontais de matéria, energia e informação (Wiens et al 1985; Forman & Godron 1986), e os seus agrupamentos por padrões de fronteiras em mosaicos (Roldán-Martín et al. 2006; Valverde et al. 2008).

Seja qual for a estratégia metodológica de análise estrutural da paisagem, a seleção de critérios de associação entre estrutura e função é ainda um outro desafio para o planejamento. Com base em uma série de pressupostos teóricos e conceituais (Odum 1988; Pulliam 1988; Metzger & Muller 1996; Metzger & Décamps 1997; Turner et al. 2001; Lindermayer & Franklin 2002; Fahrig 2003; Nikolakaki 2004; Zeng & Ben Wu 2005; Magle et al. 2009), acredita-se que essa seleção não possa considerar apenas uma forma de avaliação, mas um conjunto de medidas que permita qualificar o estado de conservação da paisagem, representado essencialmente pela disponibilidade de recurso, pela conectividade e pelas tendências de fragmentação florestal.

Dessa forma, este estudo defende que para executar um bom planejamento em paisagens heterogêneas, como as áreas montanhosas do Estado de São Paulo, deve-se considerar muito mais do que a quantidade de habitat, devendo incorporar medidas de qualidade das manchas e considerar a complexidade dos sistemas de interações ecológicas. Considera-se que o caminho metodológico é a identificação de agrupamentos de manchas que definem mosaicos imersos na paisagem em função de seus padrões de fronteiras. Esses padrões são tipificados e medidos por meio da avaliação dos efeitos de vizinhança naturais e antrópicos, muitas vezes descritos como efeito de borda (Gascon et al. 2000; Harper & MacDonald 2002; Harper et al. 2005).

Ademais, conforme apontam diversos autores (Forman 1995; IPCC 2000; EEA 2001; Ricklefs 2003; Antrop 2005), para que as decisões e proposições futuras sejam acertadas é fundamental identificar no complexo de interações de fronteiras e formação de mosaicos as forças motoras que, predominantemente, induziram as mudanças na paisagem. Além disso, nenhuma medida da paisagem é suficiente se ela não for avaliada diante das percepções e das expectativas dos grupos sociais envolvidos com o planejamento, bem como o paralelo entre essas mudanças na sociedade e as alterações estruturais da paisagem ao longo do tempo (Forman 1995; Van Eetvelde & Antrop 2004; Antrop 2005; Farina 2007; Evans et al. 2009).

Nesse contexto, este estudo propõe valorar e comparar cenários passados e futuros, reais ou hipotéticos, e julgar sobre os seus estados de conservação, por meio de medidas de habitat e de disponibilidade de recurso, permeabilidade e fragmentação da paisagem, que consideram a heterogeneidade estrutural avaliada pela identificação de fronteiras e mapeamento de mosaicos na paisagem.

2 HIPÓTESE

A qualidade estrutural da paisagem e as interações de fronteiras e seus padrões em mosaicos, que identificam unidades territoriais de heterogeneidade, são eficientes na compreensão das mudanças ao longo do tempo e na seleção de cenários futuros para decisões voltadas à conservação biológica e à proteção ambiental.

3 OBJETIVO

O objetivo central dessa tese foi qualificar o estado de conservação de cenários passados, presente e de expectativa dos grupos sociais por meio da interpretação da heterogeneidade estrutural e da valoração da paisagem.

Para atingir esse objetivo e responder a hipótese central deste estudo foi realizada uma seqüência de análises que tinham como meta responder as seguintes questões:

- Quais foram as mudanças ocorridas na área de estudo ao longo dos últimos 40 anos?
- De que forma seria o cenário atual se as medidas de proteção legal voltadas para a conservação ambiental fossem cumpridas ao longo do tempo?
- Qual seria o cenário de conservação ambiental construído por premissas acadêmicas? Seria diferente do cenário desenhado pelos atos ambientais legais?
- Qual a proximidade entre os cenários passados, atual e de conservação desenhados pela proteção legal e por premissas técnico-científicas?
- Quais são os cenários de expectativas de uso pelos grupos sociais envolvidos em uma área de proteção ambiental? Quais suas proximidades com os cenários de mudanças históricas e de conservação?

- Considerando o efeito de borda como um importante fator de influência sobre a conservação biológica, qual a extensão desse efeito? Ele é diferente entre áreas de vizinhança urbana e natural? Como as diferenças observadas podem influenciar nas medidas de valoração biológica?
- Quais foram as mudanças na condição de heterogeneidade estrutural da paisagem ao longo dos últimos 40 anos? É possível avaliar essas mudanças na paisagem a partir de suas fronteiras e de seus padrões de mosaicos? Quais seriam as modificações no caso do cumprimento das medidas de proteção legal ambiental? O quanto essa abordagem da paisagem é diferente das análises realizadas a partir dos mapas que qualificam a paisagem por quantidade e análise da distribuição de manchas de uso?
- Quais seriam os melhores critérios para identificar o valor da conservação biológica na paisagem e nos mosaicos? Quais as mudanças na valoração da conservação biológica da paisagem e dos mosaicos identificados em cada cenário (passados, presente e de expectativas)?

As respostas a essa seqüência de perguntas apresentadas foram obtidas a partir da organização da tese em quatro capítulos, cada um deles com um objetivo específico, conforme descrito a seguir:

- Capítulo 1 - verificar se as mudanças dos últimos 40 anos evoluíram em direção às expectativas da conservação ou de uso, diante dos cenários idealizados por diferentes grupos sociais.
- Capítulo 2 - revelar se na Floresta Tropical de Altitude a diferença de efeito de borda se expressa de maneira igual em todos os seus indicadores e se são específicos ao tipo de vizinhança.
- Capítulo 3 - avaliar as mudanças de heterogeneidade estrutural da paisagem sob a perspectiva da identificação de mosaicos formados pelos padrões de fronteiras, comparando as modificações estruturais previstas para esse território no cumprimento das atuais medidas de proteção legal ambiental.
- Capítulo 4 - avaliar as mudanças do estado de conservação biológica ao longo dos anos, comparadas aos cenários de proteção legal e aos almejados por grupos sociais, por meio da valoração da disponibilidade de recursos, da permeabilidade e da tendência de fragmentação florestal da paisagem.

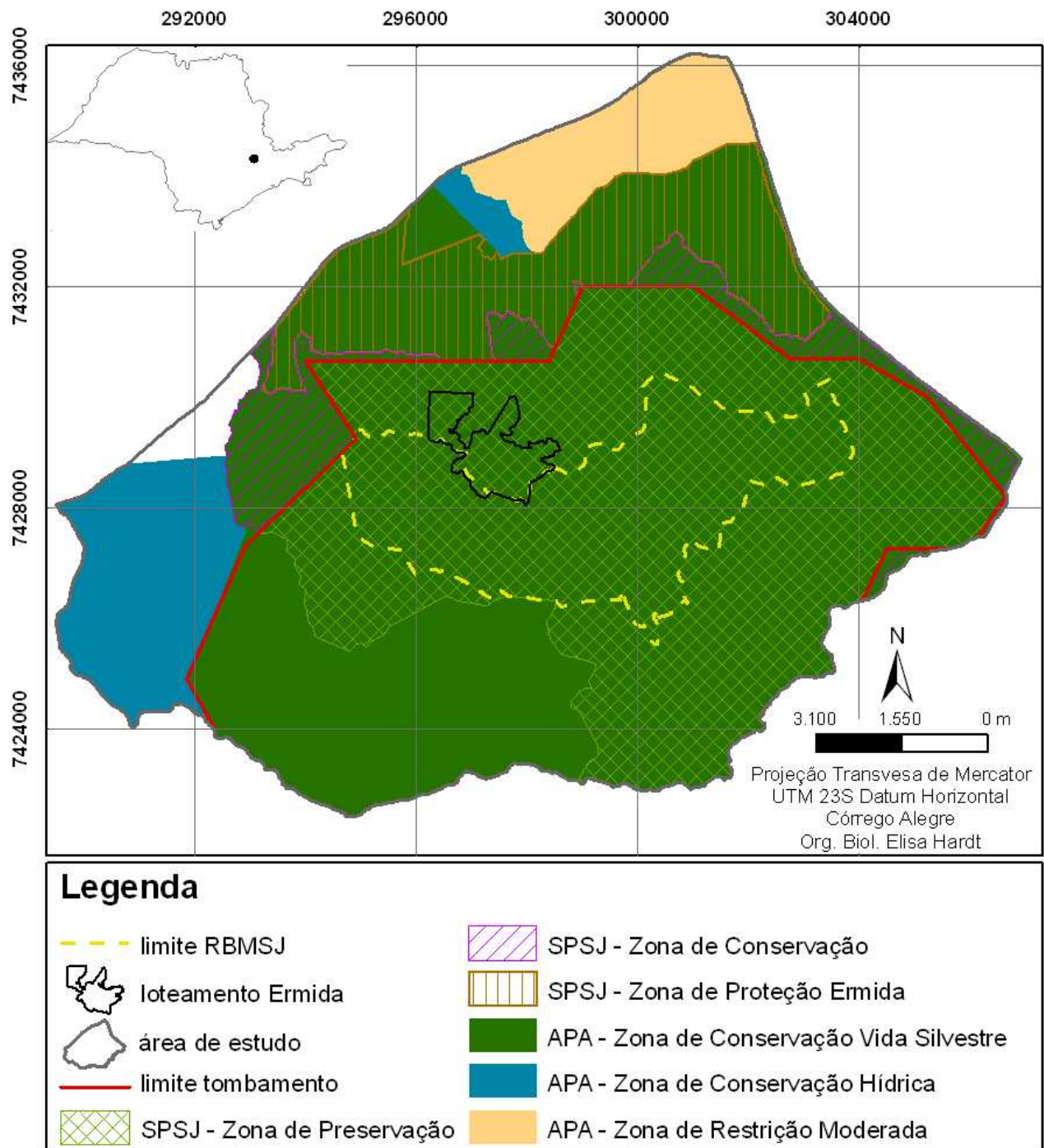
4 ÁREA DE ESTUDO

A Serra do Japi representa uma das últimas áreas de floresta conservada do Estado São Paulo em uma área de relevo montanhoso com cerca de 350.000 ha que faz divisa com os municípios de Jundiaí, Cabreúva, Pirapora do Bom Jesus e Cajamar. Sua importância sob o ponto de vista da conservação reside no fato de ser uma região de interface de duas fitofisionomias, a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Estacional Semidecídua, e ainda, no fato de abrigar associações com minienclaves de flora relictas, sobretudo cactáceas, bromeliáceas e piperáceas de um passado climático sensivelmente mais seco (Leitão-Filho 1992; Ab'Saber 1992). Além disso, o fato de estar localizada estrategicamente entre as serras da Mantiqueira e da Cantareira, faz com que essa área seja considerada um corredor ecológico ecotonal (Vasconcellos Neto & Polli 2009). Dessa forma, a rara conjunção de fatores bióticos e abióticos, atreladas às diferenças naturais de solo, umidade e altitude permitem atribuir à Serra uma elevada diversidade biológica. O solo predominante na Serra é o Latossolo Vermelho Amarelo (Comissão de Solos 1960) dividido em dois tipos, os solos de encostas e topos de morro, com textura cascalhena, coloração clara, afloramentos rochosos e caracteristicamente ácidos e distróficos; e os solos das partes côncavas, com depósito de material arenoso, coloração em tonalidades de vermelho e caracteristicamente ácido e mesotrófico-distrófico (Rodrigues & Shepherd 1992). No contexto geológico, a região é formada por um conjunto de pequenas serras quartzíticas interpostas entre as colinas de São Paulo (780 - 830 m) e as colinas da Depressão Periférica Paulista (650 - 700 m), com um pequeno platô inclinado de topo plano e margens escarpadas, com altitudes entre 700 e 1300 m (Ab'Saber 1992). Essa variação altitudinal permite a ocorrência de temperaturas médias anuais entre 15,7°C e 19,2°C e precipitação média em torno de 41 mm/mês, nos meses secos, e 250 mm/mês, nos meses chuvosos (Pinto 1992).

Existem diversos trabalhos que se preocuparam em estudar e descrever a diversidade natural dessa Serra, o que, em partes, contribuiu para as intenções de conservação. Na década de 1990, Morellato (1992) reuniu diversas informações a respeito do Japi, com trabalhos sobre sua geologia e geomorfologia (Ab'Saber 1992; Santoro & Machado Junior 1992), vegetação (Leitão-Filho 1992; Rodrigues & Shepherd 1992; Morellato & Leitão-Filho 1992), fauna de borboletas (Brown-Jr 1992), anfíbios anuros (Haddad & Sazima 1992), répteis (Sazima & Haddad 1992), aves (Silva 1992), mamíferos (Marinho-Filho 1992) e sobre seu histórico de

preservação (Joly 1992). Na última década, foram feitos outros trabalhos, com destaque para os estudos de Cardoso-Leite et al. (2002), sobre a importância da sua vegetação na conservação e, de Cavaleiro et al. (2002), que caracterizaram o Japi em zonas de fragilidade e degradação. Atualmente, foram reunidos novos estudos científicos sobre a fauna, a flora e o patrimônio natural e cultural da Serra do Japi (Miranda 2009) que reforçam ainda mais a importância da sua conservação e fortalece a proposta de que a proteção legal dessa área seja conduzida para outro âmbito de governo na categoria de Parque Estadual, uma Unidade de Conservação (UC) de Proteção Integral (Scarabello Filho 2009).

Outra importante razão para a proteção desse grande remanescente florestal está no potencial de influência antrópica proporcionado pela sua localização na região de Jundiaí entre três grandes eixos de desenvolvimento e adensamento urbano e industrial do Estado de São Paulo, conforme já observava Morellato (1992). Hoje a Serra do Japi têm uma série de medidas de proteção ambiental, muitas delas, justapostas (Figura 1). Historicamente, a primeira medida de proteção legal voltada especificamente para a conservação da Serra do Japi foi em 1983, com a delimitação de um polígono de tombamento pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Artístico, Arquitetônico e Turístico (CONDEPHAAT). Pouco tempo depois (1984), o Japi também passou a incorporar a Área de Proteção Ambiental APA Jundiaí-Cabreúva. No início da década de 1990, o município de Jundiaí criou a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi (RBMSJ), a primeira medida de proteção integral, definida mais tarde pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC (2000). Mais recentemente (2004), esse mesmo município promulgou o Sistema de Proteção da Serra do Japi (SPSJ) com o intuito de organizar diferentes medidas de gestão e conservação em unidades ou zonas territoriais (Scarabello Filho 2005). Além de todas essas medidas de proteção, o Japi também tem protocolos legais de conservação no âmbito internacional, fazendo parte da Reserva da Biosfera do cinturão verde do Estado de São Paulo.



RBMSJ – Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi; SPSJ – Sistema de Proteção da Serra do Japi; APA – Área de Proteção Ambiental.

Figura 1. Localização e medidas de proteção legal da Serra do Japi e da área foco deste estudo, o loteamento Ermida.

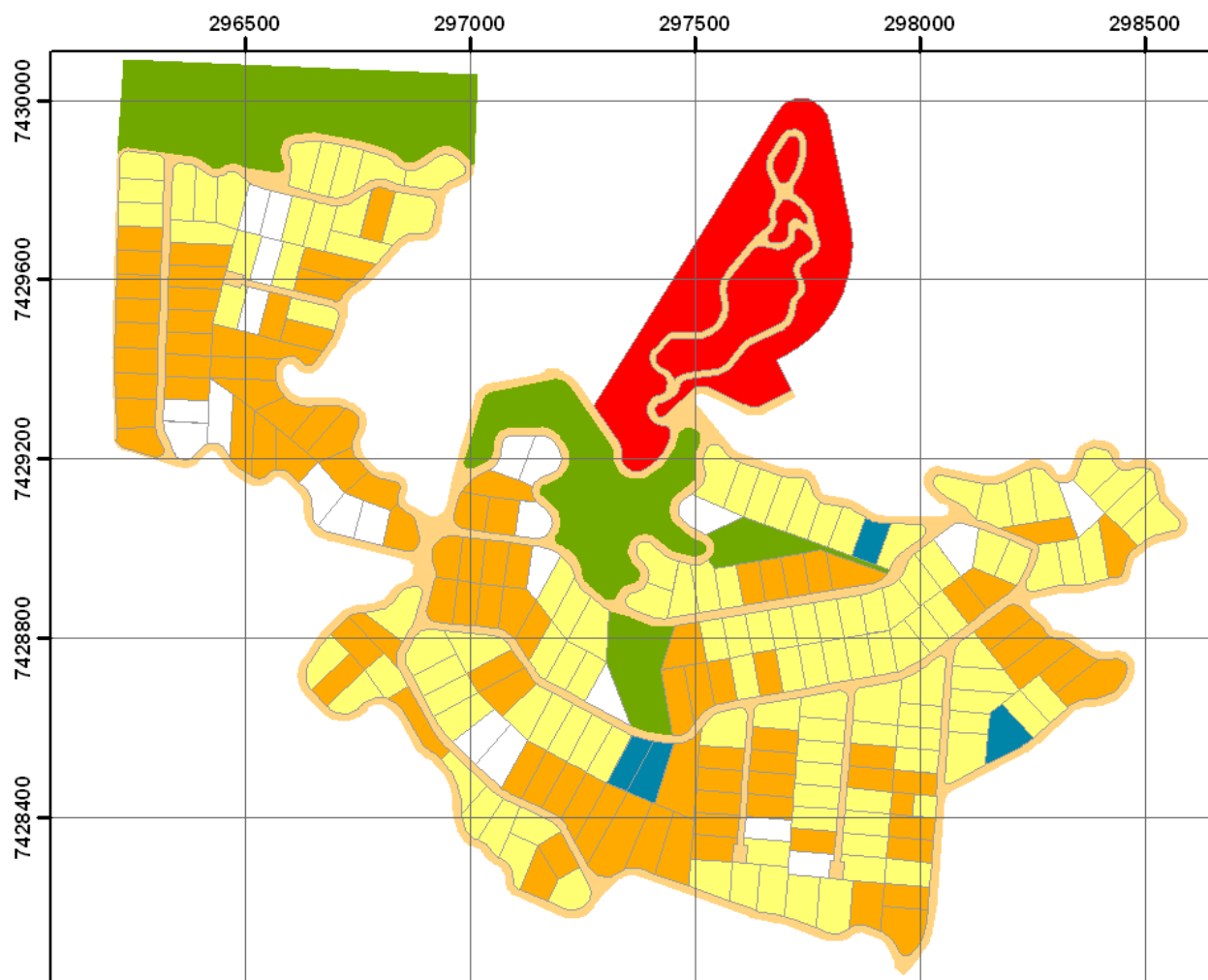
Mesmo com esse extenso histórico de proteção, a Serra do Japi vem enfrentando a especulação imobiliária há anos, assim como os riscos que essa ocupação humana representa

à manutenção de sua riqueza de fauna e flora e de seu valor cênico e paisagístico. Em resposta a essa pressão antrópica e com o intuito de garantir a conservação, aparentemente, os órgãos ambientais e as prefeituras da região têm adotado uma postura de maior controle sobre as autorizações de uso da terra.

Nesse panorama, o caso do loteamento “Chácaras Serra da Ermida” é uma representação desse conflito ideário entre uso e conservação, além de ser uma das situações mais polêmicas do Japi. Esse empreendimento está localizado no platô da Serra, faz parte do município de Jundiá e foi regularmente aprovado em 1976, data anterior às medidas de proteção ambiental da Serra das quais ele faz parte (Tombamento, APA e SPSJ) e à criação da RBMSJ com a qual faz limite na sua porção Sul (Figura 1). Seu projeto inicial previa a ocupação de 248 ha, distribuídos em 251 chácaras de lazer com área mínima de 5.000 m² (143 ha), área destinada à implantação de um hotel (23 ha), sistema viário interno (33 ha), estradas de acesso (20 ha) e áreas de recreio (29 ha) (Figura 2). No entanto, atualmente poucos lotes possuem edificações e o que a princípio seria uma área de uso antrópico consolidado, hoje representa uma ocupação urbana rarefeita em meio a uma matriz de florestas.

Embora as medidas de proteção legal do Ermida sejam formas de conservação que mantenham o direito de propriedade dos donos da terra, a desapropriação dessas áreas tem sido muito discutida entre os proprietários e as autoridades governamentais. Esse empreendimento enfrenta muitas restrições e dificuldades para sua conclusão, como na construção de novas edificações residenciais e obras de implantação e manutenção do sistema viário, de abastecimento de água e de disposição do esgoto. Em função desse impasse, é possível identificar diversos cenários de implantação com diferentes desenhos na paisagem que possivelmente definirão a manutenção ou o comprometimento da biodiversidade local. Além disso, de acordo com Scarabello Filho (2003; 2005) o direcionamento das atuais ocupações desse loteamento é uma questão chave para a proteção da Serra, não só por sua localização e extensão, como também pelo fato de seu desdobramento poder influenciar a tomada de decisão de casos futuros.

Diante do exposto, o loteamento Ermida foi selecionado como área foco de estudo, em que as alterações históricas e de alternativas futuras na estrutura da paisagem são vistas como um exemplo de atividade humana de potencial para interferir, fragmentar e até mesmo isolar áreas historicamente conservadas, como é o caso da Serra do Japi.



Legenda

- sistema viário
- áreas verdes
- lotes comercializados e ocupados com edificações
- lotes comercializados
- lotes da empresa Bomfim
- lotes doados à Cetesb
- reservada para implantação de hotel



Projeção Transversa de Mercator
UTM 23S Datum Horizontal
Córrego Alegre
Org. Biol. Elisa Hardt

Fonte: Scarabello Filho (2005), com modificações

Figura 2. Situação atual do loteamento “Chácara Serra da Ermida”, Serra do Japi, Jundiaí-SP.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SABER, A.N. A Serra do Japi, sua origem geomorfológica e a teoria dos refúgios. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.) **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992. p.12-23.

ANTROP, M. Why landscapes in the past are important for the future. **Landscape and Urban Planning**, v.70, p.21-34, 2005.

CARDOSO-LEITE, E. et al. Fitofisionomia, fitossociologia e conservação da vegetação na Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiaí, SP. **Revista Naturalia**, v.27, p.165-200, 2002.

CAVALHEIRO, F.; RUEDA, J.R.J.; JESUS, N. Compartimentação do meio físico da área da serra do Japi-Jundiaí (SP) em zonas de fragilidade quanto à degradação. **Espaço e Tempo**, v.11, p.85-100, 2002.

COMISSÃO DE SOLOS. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado de São Paulo** (contribuição à Carta de Solos do Brasil). Rio de Janeiro: Boletim 12 do Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas, 1960.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY – EEA. Scenarios as tools for international environmental assessments: experts' comer report, prospects and scenarios nº 5. **Environmental issue report**, Copenhagen, n. 24, 2001.

EVANS, T.P.; MUNROE, D.K.; PARKER, D.C. Modelando mudanças de cobertura e uso da terra: explorando a dinâmica de relações homem-ambiente. In: MORAN, E.F.; OSTON, E. (Org.). **Ecossistemas florestais**: interação homem-ambiente. São Paulo: Editora SENAC e EDUSP, 2009. p.237-261.

FHARIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**: towards a science of landscape. Dofrecht: Springer Verlag, 2007.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B.; FONSECA, G.A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, p.1356-1358, 2000.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E. Structure and composition of edges next to regenerating clearcuts in the mixed wood boreal forest. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p.535-546, 2002.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.768-782, 2005.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Special report on emissions scenarios**. Summary for Policymakers, Cambridge: Cambridge University Press, 2000.

LEITÃO-FILHO, H.F. A flora arbórea da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992, p.39-63.

LINDENMAYER, D.B.; FRANKLIN, J. **Conserving Forest Biodiversity: a comprehensive multiscaled approach**. Washington: Island Press, 2002.

MAGLE, S.B.; THEOBALD, D.M.; CROOKS, K.R. A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. **Landscape Ecology**, v.24, p.267-280, 2009.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. The gradient concept of landscape structure. In: WIENS, J.; MOSS, M (Eds.). **Issues and perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.112-119.

METZGER, J. P.; MULLER, E. Characterizing the complexity of landscape boundaries. **Landscape ecology**, v.11, p.65-77, 1996.

METZGER, J.P. ; DÉCAMPS, H. The structural connectivity threshold: na hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v.18, p.1-12, 1997.

MIRANDA, J.R. **Serra do Japi - Uma testemunha da história da Terra**. Campinas: Editora Komedi, 2009.

MORELLATO, L.P.C. **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992.

NIKOLAKAKI, P. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. **Landscape and Urban Planning**, v.68, p.77-94, 2004.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

PINTO, H.S. O clima da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992, p.30-38.

PULLIAM, H.R. Sources, sinks, and population regulation. **American Naturalist**, v.132, p.652-661, 1988.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003.

RODRIGUES, R.R.; SHEPHERD, G.J. Análise da variação estrutural e fisonômica da vegetação e características edáficas, num gradiente altitudinal na Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.) **História natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp/Fapesp, 1992, p.64-96.

Roldán-Martín, M.J.; De PABLO, C.L.; De AGAR, P. LANDSCAPE CHANGES OVER TIME: COMPARISON OF LAND USES, BOUNDARIES AND MOSAICS. LANDSCAPE ECOLOGY, V.21, P.1075-1088, 2006.

SACARABELLO FILHO, S. **Na trilha de Proteção do Japi: o próximo passo**. Jundiaí: Instituto Serra do Japi, 2009.

SCARABELLO FILHO, S. **Além dos conflitos**. A participação pública na construção do cenário futuro - estudo de caso: áreas da Serra do Japi - Jundiaí/SP. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

SCARABELLO FILHO, S. **O artífice e a ferramenta: a participação pública na gestão ambiental - áreas da Serra do Japi - Jundiaí/SP**. 2005. 277p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

Turner, M.G.; Gardner, R.H.; O'Neill, R.V. LANDSCAPE ECOLOGY IN THEORY AND PRACTICE: PATTERN AND PROCESS. NEW YORK: SPRINGER-VERLAG, 2001.

VALVERDE, V. et al. Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje. In: MAESTRE, F.T.; ESCUDERO, A.; BONET, A. (Eds.). **Introducción al análisis espacial de**

datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones. Madrid: Dykinson, S.L., 2008. p.747-759.

VAN EETVELDE, V.; ANTROP, M. Changing meaning of characteristic settlement types in rural landscapes due to urbanisation: examples around the city of Ghent, Flanders. In: In: BORN, K.M. (Ed.). **European Rural Future: landscape as an interface**. Berlin/Brandenburg: Freie Universität Berlin, 2006. p.66-66.

VASCONCELLOS NETO, J.; POLLI, P. Por que conservar a Serra do Japi? In: INSTITUTO SERRA DO JAPI (Org.). **Na trilha de Proteção do Japi: o próximo passo**. Jundiaí: Instituto Serra do Japi, 2009. p.253-290.

WIENS, J.A.; CRAWFORD, C.S.; GOSZ, J.R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos**, v.45, n.3, p.421-427, 1985.

ZENG, H.; BEN WU, X. Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. **Computers, Environment and Urban Systems**, v.29, p.159-178, 2005.

CAPÍTULO 1

MUDANÇAS NA PAISAGEM DA SERRA DO JAPI: EXPECTATIVAS DE CONSERVAÇÃO OU DE USO ANTRÓPICO?

1.1 INTRODUÇÃO

Uma maneira de interpretar e comparar paisagens é a partir do entendimento das mudanças na sua estrutura ao longo do tempo (Turner et al. 2001), já que a forma da paisagem corresponde a um diagrama de forças que responde pela qualidade ambiental e boa parte do que se observa hoje é resultado dos fluxos de ontem (Forman 1995; Ricklefs 2003). Com isso, as mudanças na paisagem podem ser vistas como a expressão da dinâmica interação entre as forças naturais e culturais no ambiente ao longo do tempo, em que padrões de uso e cobertura atuais comumente denotam conflitos entre a apropriação da terra pelo homem e a conservação dos sistemas naturais (Van Eetvelde & Antrop 2004; Antrop 2005).

Nessa perspectiva, a compreensão da dinâmica evolutiva da paisagem pode ser chave no processo de gestão ambiental. Segundo Forman (1995), o entendimento do processo humano de alteração do padrão natural pode ser o ponto de entrada na alteração do comportamento e na implementação de novas políticas. Baseado em outros trabalhos, o autor sumariza esse processo em três passos principais que denotam uma evolução paralela do homem e da paisagem ao longo do tempo. De início, a ação das pessoas como agentes físicos modifica o ambiente e com o tempo muda sua percepção quanto à nova forma do lugar, principalmente em termos estéticos e econômicos, o que impulsiona novas ações e mudanças

antrópicas. Farina (2007), por exemplo, discute, intensivamente, como ocorrem as relações entre essas mudanças na percepção das pessoas, as influências dos processos socioeconômicos e as alterações que podem resultar dessa combinação em curto espaço de tempo. Dessa forma, mudanças na economia, política e percepção dos grupos sociais que vivem ou interferem em uma paisagem podem ou não ter como expectativa a conservação. Para reconhecer tal condição, além de interpretar as alterações que já ocorreram, deve-se avaliar quais são as alternativas e as propostas futuras (Evans et al. 2009).

O desenho de cenários ajuda na compreensão da dinâmica de mudanças da paisagem ao longo do tempo e na comparação e seleção de alternativas futuras. Segundo Santos (2004), diversas experiências têm mostrado que a construção de cenários auxilia o grupo de planejamento a modificar e ajustar o seu olhar sobre o espaço, o tempo e o meio, induzindo a uma maior compreensão dos problemas prioritários e levando a soluções comuns. Autores como Gallopin & Raskin (1998) consideram cenários apenas como imagens do futuro, mas também podem ser compreendidos como uma representação no tempo, em que cada cenário é uma interpretação de um momento da paisagem dentro de uma escala temporal (Santos 2004; Batista et al. 2009; Santos & Santos 2009; Vallecillo et al. 2009).

Para a elaboração de cenários definidos pelas premissas de desenvolvimento sustentável, a European Environmental Agency (2001) propõe uma seqüência de elementos que devem ser considerados na sua construção, combinando a abordagem qualitativa, baseada em narrativas, com a quantitativa, normalmente baseada em modelos. Nessa proposta, um dos primeiros passos para a elaboração de cenários é a identificação dos fatores fundamentais de mudanças ou as forças motoras da paisagem, que devem ser relacionadas aos eventos descritos durante a narrativa dos cenários, a última e principal fase desse processo (IPCC 2000). As forças motoras são as influências causadoras de mudanças na paisagem que definem a trajetória do seu desenvolvimento (Bürgi et al 2004; Bertolo et al. no prelo) e por isso são elementos chaves de identificação no processo de planejamento (Santos 2004).

Mesmo sabendo que as mudanças na paisagem não são unidirecionais (Lindermayer & Fisher 2006) e que seus efeitos são dependentes da espécie (Ricklefs 2003; Begon et al. 2006; Vallecillo et al. 2009), a construção de cenários históricos pode ser uma estratégia de avaliação dos direcionamentos das mudanças, que podem estar mais voltados à conservação ou ao interesse social, político ou econômico. Existe uma seqüência provável de mudanças de

hábitats naturais sob influência humana que se inicia com o surgimento de manchas de uso antrópico perfurando a matriz, passa pelo processo de fragmentação e pode chegar a extinção de hábitats pelo efeito de atrito (Forman 1995; Dramstad et al. 1996; Farina 2008). O conhecimento histórico de que a acessibilidade, a urbanização e a globalização são as principais forças motrizes responsáveis por essa seqüência de mudanças (Antrop 2005) faz com que esses fatores antrópicos sejam o principal foco de análise nas avaliações de direcionamento das mudanças na paisagem.

A construção de mapas históricos é usualmente utilizada na verificação e avaliação das alterações de cobertura de floresta nativa, em que perdas e ganhos ocorridos ao longo do tempo são utilizados como indicadores de mudança na conservação (Girardi et al. 2005; Santos & Santos 2007). A disponibilidade de recurso é um dos fatores determinantes no comportamento de organismos (Ricklefs 2003) e, por essa razão, as variações nos hábitats acarretam mudanças nas estruturas de populações, o que, ao longo do tempo, podem trazer perturbações para toda a comunidade e refletir na riqueza e na biodiversidade (Lindermayer & Fisher 2006). Partindo-se dessa premissa, a análise de mudanças históricas também pode ser útil na avaliação de instrumentos legais voltados à conservação dos recursos naturais (Santos 2004; Gomes et al. 2004), em que a avaliação dos cenários existentes antes, durante e após a implantação de uma área de proteção legal pode auxiliar na interpretação do quanto e onde a conservação, em uma escala generalizada, foi favorecida.

Diante do exposto, defende-se que conhecer os padrões da paisagem é crucial para entender o seu funcionamento e importante para modelar e antecipar conseqüências ecológicas do próprio planejamento ou para formular alternativas futuras. O papel e maior desafio dessa estratégia é construir uma ponte entre a escala da ciência e do planejamento que permita a tomada de decisão (Margules 2005), que tem como um de seus principais fundamentos estabelecer relações entre os sistemas ecológicos e os processos da sociedade (Santos 2004; Randolph 2004; Farina 2007). A hierarquização dos padrões que definem os processos fundamentais para o entendimento da paisagem (Metzger 2001; Haines-Young 2005; Lindermayer & Fisher 2006) ajuda tanto na análise da evolução temporal como na construção de cenários futuros, que são essenciais para a proposição de soluções realistas que causem os menores danos ambientais possíveis, sem desprezar as aspirações sociais envolvidas (Randolph 2004; Wu & Hobbs 2007).

Dessa forma, dada a importância da hierarquização e das informações da cobertura de floresta para a tomada de decisão sobre a conservação, esse estudo buscou comparar e hierarquizar paisagens passadas e cenários futuros, em relação às mudanças na estrutura da paisagem de uma área historicamente conservada e legalmente protegida.

1.1.1 Objetivo

O objetivo deste capítulo foi verificar se as mudanças ocorridas em uma paisagem com proteção legal ambiental evoluíram em direção às expectativas da conservação ou de uso, diante dos cenários idealizados por diferentes grupos sociais.

Os objetivos específicos foram:

- avaliar as mudanças temporais dos últimos 40 anos no uso e na ocupação de uma paisagem com florestas legalmente protegidas;
- verificar sua proximidade com dois importantes cenários para conservação florestal: cenário tecnicamente ideal e o cenário de cumprimento das atuais medidas de proteção legal;
- avaliar a influência da implementação de um loteamento na conservação florestal; e
- comparar as mudanças no uso e na ocupação desse empreendimento com os cenários de conservação e de interesse dos grupos sociais envolvidos.

1.2 MATERIAL E MÉTODOS

1.2.1 Seleção da área de estudo

A área de estudo abrange 14.060 ha da Serra do Japi pertencente, na sua maior parte, ao município de Jundiaí e, em menores coberturas, aos municípios de Cabreúva e Itupeva. A área está delimitada pela Rodovia D. Gabriel Bueno Couto (Itu-Jundiaí), ao Norte; pela Rodovia dos Bandeirantes, a Leste; por avenidas e estradas municipais de Cabreúva, a Oeste (Avenida

Bonfim, Estrada Municipal de Cabreúva e Avenida Brasil); e por estradas vicinais, ao Sul (Estradas do Barracão e Lateral do linhão) (Figura 1.1).

Na definição dos limites da área de estudo, utilizou-se como principal critério a inclusão dos grandes fragmentos de mata que cobrem a serra e que estão delimitados por importantes elos de ligação entre os núcleos urbanos da região, que, possivelmente, atuam como corredores antrópicos potencialmente desconectores das paisagens naturais.

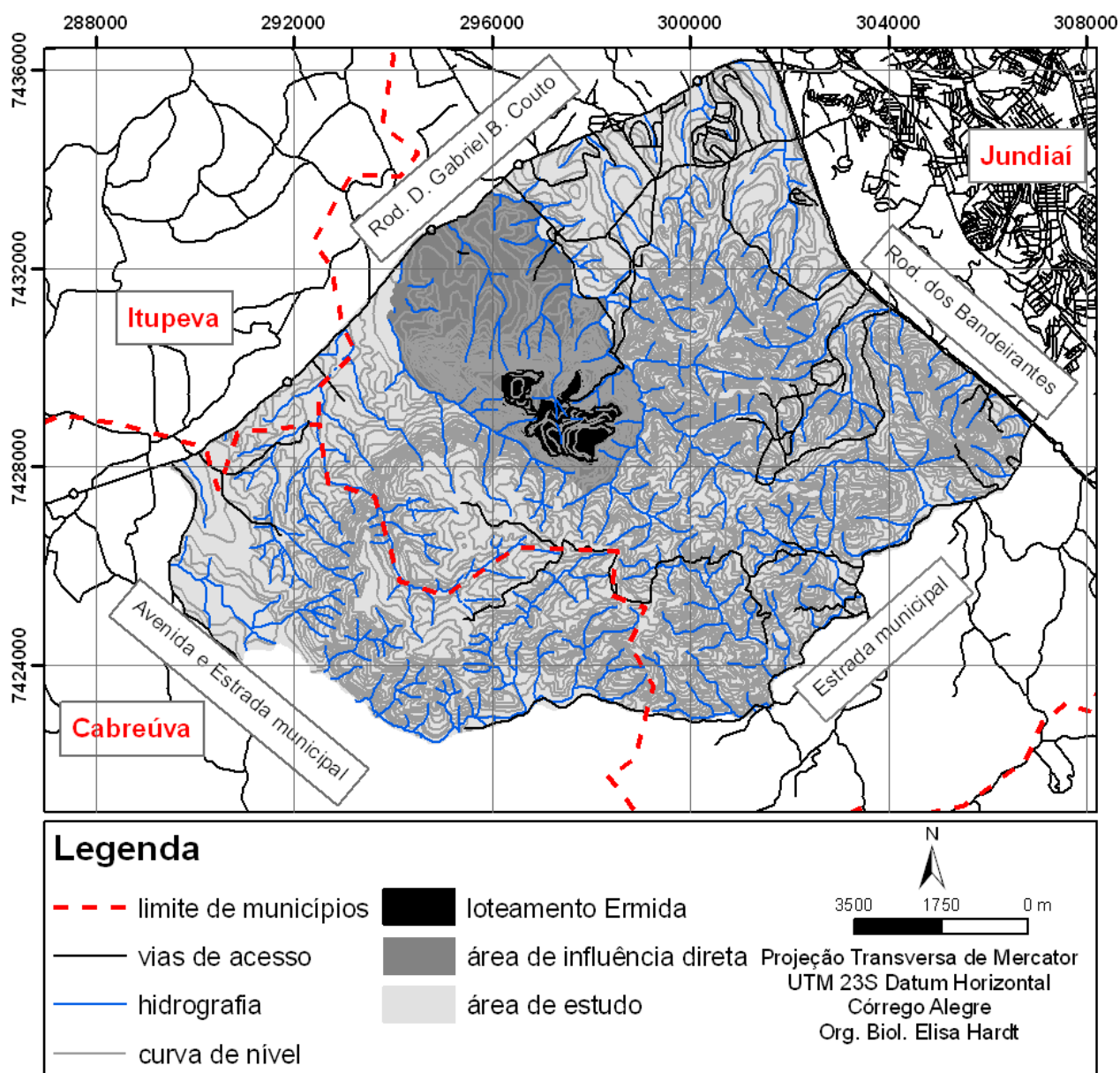


Figura 1.1. Limite da área de estudo e do loteamento Ermida na Serra do Japi.

Dentro da área de estudo, o foco de discussão foi o loteamento “Chácara Serra da Ermida”, uma ocupação urbana ainda rarefeita com cerca de 248 ha, que pode representar uma fonte de impacto potencial à Serra do Japi. Para entender o contexto desse loteamento na paisagem, foi delimitada uma área de influência direta de 1.839 ha na porção Noroeste da Serra, Jundiaí-SP. Essa área foi definida com base na inclusão de todas as vertentes de rios que atravessam o loteamento, delimitadas a partir de cartas hidrográficas do IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, escala 1:50.000, com limite Norte definido pela presença da Rodovia Itu-Jundiaí (Figura 1.1).

1.2.2 Coleta de dados

As informações neste estudo foram obtidas de materiais de diferentes naturezas, como cartas topográficas, fotografias aéreas, dados bibliográficos, de órgãos oficiais e de levantamentos em campo, cujo conjunto permitiu a construção de mapas e cenários.

1.2.2.1 Aquisição de material cartográfico

Foram identificadas e adquiridas cópias analógicas das articulações de cartas do IBGE, em escala 1:50.000, e do Instituto Geográfico e Cartográfico - IGC, em escala 1:10.000, que compõem a região de estudo. Os Quadros 1.1 e 1.2 descrevem as características dos materiais obtidos.

Quadro 1.1. Discriminação e articulação das cartas topográficas do IBGE, escala 1:50.000.

Indaiatuba - Datum Córrego Alegre SF-23-Y-C-II-2 (1973)	Jundiaí - Datum SAD69 SF-23-Y-C-III-1 (1985)
Cabreúva - Datum Córrego Alegre SF-23-Y-C-II-4 (1973)	Santana do Parnaíba - Datum SAD69 SF-23-Y-C-III-3 (1984)

Quadro 1.2. Discriminação e articulação das cartas topográficas do IGC, escala 1:10.000, região Macro-Metrópole, Datum Córrego Alegre, 1979.

084/099	084/100	084/101
085/099	085/100	085/101
086/099	086/100	086/101

Mapas topográficos digitais da região serviram como material de suporte à interpretação. Esses mapas foram produzidos pela CPLA/SMA (Coordenadoria de Planejamento Ambiental/Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo) a partir da digitalização da hidrografia, das estradas e das curvas de nível das cartas do IBGE descritas no Quadro 1.1.

Todas as cartas obtidas foram padronizadas na projeção Universal Transversa de Mercator - UTM, fuso 23 Sul, Datum Horizontal Córrego Alegre.

1.2.2.2 Aquisição de fotografias aéreas

Para a elaboração do mapa atual, foram adquiridas 18 fotografias aéreas coloridas de um vôo horizontal de 2005, em escala 1:25.000, executado pela empresa Base Serviços de Fotografias Aéreas e Imagens Ltda. (Figura 1.2).

Os mapas passados foram construídos a partir de fotografias pancromáticas de dois vôos realizados em mesma escala 1:25.000, nos anos de 1962 e 1994, pela Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo e pela empresa Base, respectivamente (Figuras 1.3 e 1.4). As fotografias aéreas de 1994 e parte das fotos de 1962 foram obtidas no acervo do Arquivo de Fotografias Aéreas (AFA) do Laboratório de Aerofotogrametria e Sensoriamento Remoto (LASERE) do Departamento de Geografia da USP. A outra parte das fotografias de 1962 foi adquirida junto ao acervo de fotografias do Instituto Agrônomo de Campinas (IAC).

Faixas voo	Fotos				
12			8411		
13		8442	8444	8446	
14	8470	8467	8463	8459	8457
15	8477	8481	8485	8489	8491
16		8412	8410	8408	84106

Figura 1.2. Discriminação e articulação das 18 fotografias aéreas de 2005 adquiridas na empresa Base Ltda., escala 1:25.000.

Faixas voo	Fotos									
A			1586	1587	1588	1589				
B		1664	1663	1662	1661	1660	1659	1658	1657	1656
C	1668	1669	1670	1671	1672	1673	1674	1675		
D					1715					

Figura 1.3. Discriminação e articulação das 22 fotografias aéreas de 1962 obtidas no AFA/USP e no IAC, escala 1:25.000.

Faixas vôo	8	9	10	11	12
				11	
Fotos		16	16	10	
		15	15	9	9
	14	14	14	8	8
	13	13	13	7	
	12	12	12		

Figura 1.4. Discriminação e articulação das 20 fotografias aéreas de 1994 obtidas no AFA/USP, escala 1:25.000.

1.2.2.3 Levantamento de dados em campo

Foram realizadas visitas de campo para coleta de dados de referência da área. Essas visitas tinham como objetivo: a delimitação da área de estudo; o reconhecimento dos padrões de cobertura e uso da terra; e a coleta de 43 pontos de controle para a georreferência das fotos.

Foram percorridas as principais estradas que circundam o grande fragmento de mata da Serra com o objetivo de aferir os limites físicos determinados para a área de estudo. Durante esses percursos, eram feitas anotações dos tipos de uso e cobertura da terra observados, utilizando cópias impressas das fotografias aéreas e das cartas topográficas. Esse reconhecimento serviu de base para a elaboração de uma legenda temática, periodicamente revisada durante o mapeamento.

Os pontos de controle foram obtidos com equipamento GPS modelo GeoExplorer II da marca Trimble® configurado no modo *Rover*, Máscara PDOP 6, projeção UTM, Fuso 23 Sul e Datum Horizontal Córrego Alegre, com tempo de captura mínimo de 5 min. e máximo de 10 min. e com correção diferencial *a posteriori*. Antes de cada ida ao campo, foi feito um planejamento prévio para a determinação das áreas de acessos, dos percursos e dos pontos

selecionados com base nos locais de mais fácil localização e visualização nas fotografias aéreas, preferencialmente cruzamentos de vias de acesso, edificações e encontros de cursos de água de pequena ordem.

1.2.3 Construção de mapas e cenários

A partir do conjunto de dados coletados, os mapas passados, presentes e futuros da Serra do Japi foram construídos utilizando-se como ferramenta o Sistema de Informação Geográfica - SIG ArcGis® versão 9.2. Foram obtidos resultados em três escalas de extensão diferentes (Serra do Japi; Área de influência direta do Loteamento Ermida e; o próprio Loteamento Ermida).

1.2.3.1 Mapas passados e presente

Os mapas passados e presente foram construídos a partir da interpretação de ortofotos, datadas de 2005, 1994 e 1962, todas em escala 1:25.000. Os mapas finais produzidos foram elaborados na escala original das fotos, embora tenham sido mapeados manualmente em visualização de tela na escala entre 1:1.000 e 1:2.000.

Os anos selecionados para a elaboração dos mapas passados (1962 e 1994) permitiram avaliar dois momentos chaves para a área foco desse estudo, um anterior e outro posterior à implantação do loteamento Ermida, datada do final da década de 1970. Dessa forma, 1962 é anterior ao loteamento e, 1994, posterior à sua implantação e concomitante à proteção ambiental definida desde 1983 com o tombamento da área pelo Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Artístico, Arquitetônico e Turístico - CONDEPHAAT.

1.2.3.1.1 Criação das ortofotos

Diante da indisponibilidade de material ortorretificado para região de estudo, houve a necessidade da correção das fotografias aéreas adquiridas buscando alternativas técnicas que melhor atendessem a necessidade de boa sobreposição entre os mapas. Foram realizados diversos testes com diferentes técnicas para eleição do melhor procedimento para a boa sobreposição cartográfica.

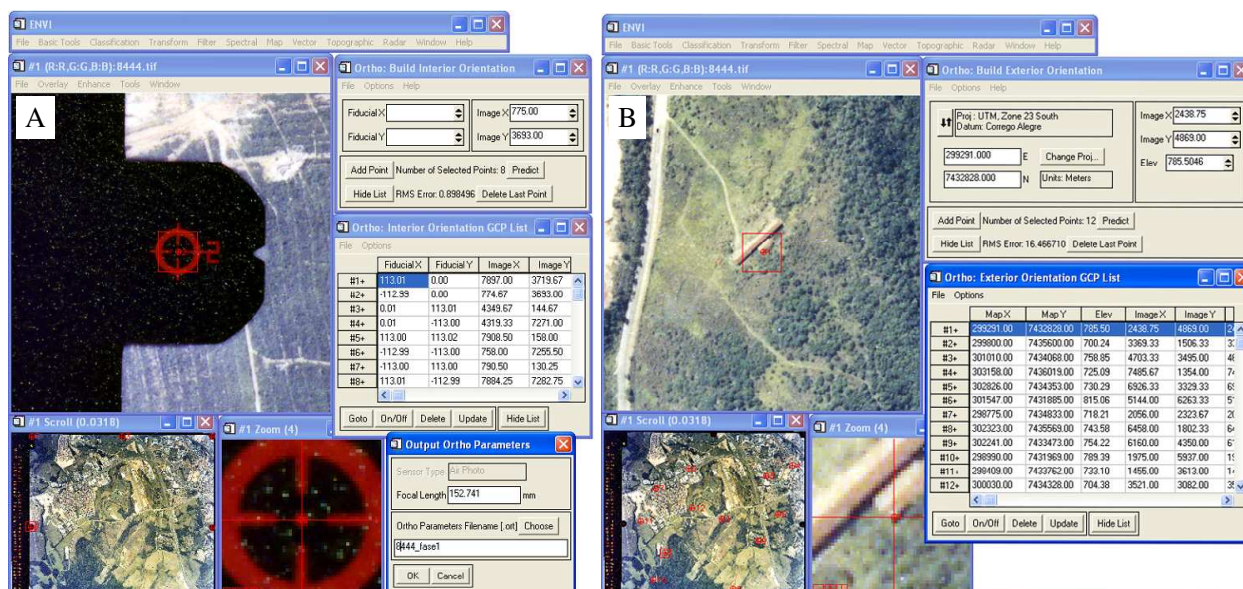
As fotografias aéreas foram digitalizadas em scanner de mesa e gravadas em extensão TIF com resolução de 1200 dpi para as fotos pancromáticas (1994 e 1962) e 800 dpi para as fotos coloridas. Antes de iniciar o processo de equalização, as imagens digitais foram processadas no *software* Adobe Photoshop® com ajustes no contraste, no brilho e na nitidez.

Na geração das ortofotos foi necessária uma série de procedimentos intermediários, que envolvem desde a obtenção de pontos de controle em uma base topográfica confiável e em escala compatível com as fotografias adquiridas (1:25.000), até a geração de Modelo Digital do Terreno (MDT) da área em estudo.

Foram obtidos 169 pontos de controle (coordenadas x, y) nas cartas topográficas do IGC, em formato analógico, escala 1:10.000, tendo como principais referências os cruzamentos de vias de acesso e as edificações. As coordenadas “z” dos pontos de controle foram extraídas do modelo digital do terreno (MDT), gerado a partir das curvas de nível das cartas do IBGE digitalizadas pela CPLA/SMA, com o uso da ferramenta de análise 3D por interpolação “*Spline*”, do *software* ArcGis® versão 9.2.

Dentre as opções disponíveis para a geração de ortofotos, elegeu-se o ENVI® versão 3.5 pela sua acessibilidade e fácil manuseio da função “*Ortorectify Air Photo*”. Nesse programa, antes de produzir a ortofoto propriamente dita, é necessária a criação de parâmetros de orientação interna e externa de cada fotografia a partir das funções “*Build Air Photo Interior Orientation*” e “*Build Air Photo Exterior Orientation*” (Figura 1.5).

Figura 1.5. Ilustração da função “*Orthorectify Air Photo*” do software ENVI 3.5 utilizada na criação das ortofotos. A: orientação interna; B: orientação externa.



Na orientação interna foram incluídos parâmetros intrínsecos da câmera aerofotogramétrica utilizada no voo, com entrada da distância focal em milímetros e de 4 a 8 marcas fiduciais, também em milímetros (Tabela 1.1). Finalizada essa etapa, foram incluídos parâmetros de orientação externa para cada uma das fotografias através da associação de 12 pontos de controle, em média. Trata-se das 169 coordenadas de localização (x, y) e de elevação (z) obtidos em etapa anterior (Tabela 1.2). Nesse momento, foi adotada a projeção UTM, fuso 23 Sul, Datum Horizontal Córrego Alegre, a mesma das cartas do IGC utilizadas na tomada de pontos de referência. Na etapa final de geração da ortofoto foram inseridos os arquivos resultantes das duas últimas etapas (orientações interna e externa) e o MDT anteriormente criado.

Tabela 1.1. Parâmetros de orientação interna dos vãos de 2005, 1994 e 1962.

Vãos	Distância focal (mm)	Marcas Fiduciais x, y (mm)							
		1	2	3	4	5	6	7	8
2005*	152,741	113,014	-112,992	0,008	0,010	112,999	-112,986	-112,996	113,013
B-916		0,002	0,004	113,005	-112,997	113,017	-112,998	112,995	-112,993
1994*	151,72	-106,002	-106	105,997	105,996	-	-	-	-
O-554		106,003	-106	-105,998	-105,997	-	-	-	-
1962**	153,180	109,5	0	-109,5	0	-	-	-	-
B-5783		0	108,4	0	-108,4	-	-	-	-

Fontes: * Base Serviços de Fotografias Aéreas e Imagens Ltda; ** Instituto Agrônomo de Campinas – IAC

1.2.3.1.2 Correção geométrica das ortofotos

A correção geométrica das ortofotos foi feita, uma a uma, no *software* ENVI versão 3.5, função “*Registration*”, com polinômio de transformação de segunda ordem e com reamostragem do tipo “vizinho mais próximo” (Figura 1.6). As ortofotos de 2005 foram georreferenciadas com base nos mesmos pontos de controle utilizados na sua ortorretificação, comando “*Select GCPs: Image to Map*”, servindo de base para a correção das ortofotos de 1994 e 1962, pelo comando “*Select GCPs: Image to Image*”.

Foram utilizados, pelo menos, 10 pontos de controle por ortofoto, com acompanhamento do erro quadrático médio - RMS e uma boa distribuição dos pontos na superfície central da imagem. O RMS médio de 1,98 m para 2005 denota boa fidelidade em relação às cartas base do IGC (Tabela 1.2), e os baixos erros RMS para 1994 e 1962 (2,4 m e 2,8 m, respectivamente) foram importantes prerrogativas para a adequada sobreposição da série histórica em estudo, denotando boa fidelidade às fotografias base de 2005.

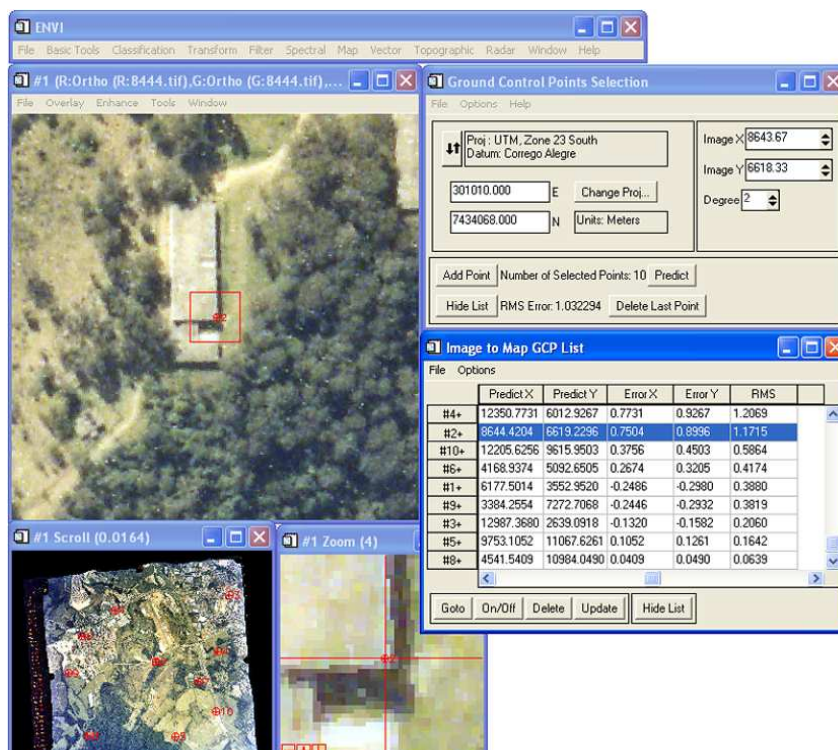


Figura 1.6. Ilustração da função “Registration” do software ENVI utilizada na georreferência das ortofotos.

Tabela 1.2. Pontos de controle (Nº) e RMS (m) registrados no processo de criação e de correção geométrica das ortofotos de 2005, 1994 e 1962.

Fotos Aéreas		Ortorretificação	Georreferência	
		Nº pontos	Nº pontos	RMS
2005	8442	15	11	2,5
	8444	12	10	1,06
	8457	13	10	2,46
	8459	13	10	0,88
	8463	14	10	2,5
	8467	14	11	0,89
	8477	13	10	1,36
	8481	15	10	1,28
	8485	11	10	2,6
	8489	12	10	3,34
	8508	12	10	2,5
	8512	11	10	2,4
1994	Fx8_13	12	16	1,88
	Fx9_12	10	11	2,19
	Fx9_14	12	11	1,09
	Fx9_15	11	14	0,74
	Fx10_13	8	10	1,65
	Fx10_15	11	15	4,75
	Fx10_17	8	16	2,6
	Fx11_7	10	15	3,68
	Fx11_9	8	11	2,95
	Fx11_11	9	16	3,1
	Fx12_8	9	10	1,2
	Fx12_9	12	13	2,98
1962	1586	9	12	1,5
	1588	8	11	2,8
	1657	9	12	5,7
	1659	8	10	1,66
	1661	8	17	3,0
	1663	8	12	2,7
	1667	8	11	5,5
	1669	8	11	2,3
	1671	8	10	0,8
	1673	9	11	3,6
	1715	9	10	0,8

1.2.3.1.3 Caracterização do uso e da cobertura da terra

O mapeamento foi realizado a partir da função “*Editor*” do *software* ArcGis, usando como apoio à interpretação das fotos as visitas de campo e as informações do mapeamento realizado na região pela prefeitura de Jundiáí, em 1993. As diferentes feições eram analisadas não só com base nos padrões de cor, textura e forma como também em relação ao seu contexto de entorno.

O Quadro 1.3 e a Figura 1.7 apresentam a legenda temática dos mapas finais produzidos com as categorias e sub-categorias de mapeamento utilizadas, seus critérios de classificação e algumas amostras dos seus padrões, formas e tons de cores.

Quadro 1.3. Categorias, sub-categorias e critérios de classificação do uso e da cobertura da terra da Serra do Japi.

Categorias	Sub-categorias	Critérios de classificação
Afloramento rochoso		Rochas expostas ou sem cobertura vegetal em áreas escarpadas e de grandes altitudes
Áreas agrícolas	Agricultura	Áreas com culturas agrícolas anuais ou perenes
	Preparo agricultura	Áreas de cunho agrícola, com solo exposto preparado em linhas de plantio agrícola
Campo antrópico		Pastagem; áreas agrícolas ou de reflorestamentos abandonadas; jardins; gramados; e lotes não murados
Lagos e represas		Porções de água acumuladas, natural ou artificialmente
Mata nativa	Mata em estágio sucessional secundário inicial	Fragmentos florestais de dossel descontínuo (copas de coloração mais clara)
	Mata em estágio sucessional secundário médio/avançado	Fragmentos florestais de dossel contínuo (copas de coloração mais escura)
Ocupação urbana	Construção isolada	Edificações residenciais, comerciais e industriais
	Aglomerado urbano	Áreas residenciais, comerciais e industriais com edificações que representam uma barreira ao deslocamento da fauna. Inclui áreas ou lotes murados e quadras com grande número de edificações

(Cont.)

Silvicultura	Preparo reflorestamento	Áreas de cunho florestal, com solo exposto preparado em linhas de reflorestamento
	Reflorestamento puro	Monoculturas maciças ou esparsas de <i>Eucalyptus</i> sp., <i>Pinus</i> sp. ou <i>Araucaria angustifolia</i>
	Reflorestamento com sub-bosque	Antigos reflorestamentos de <i>Eucalyptus</i> sp., <i>Pinus</i> sp. ou <i>Araucaria angustifolia</i> com regeneração de vegetação natural no sub-bosque
Stepping Stones ¹		Aglomerados arbóreos e arbustivo-arbóreos naturais ou resultantes de ações antrópicas como: desmatamentos seletivos, queimadas e plantios de recuperação. Ex: matas ripárias
Solo exposto		Áreas com solo desprovido de cobertura vegetal, incluindo as áreas demarcadas para futuras ocupações urbanas e as áreas rurais ou urbanas abandonadas
Sistema viário	Via de acesso de 1 ^a ordem	Estradas pavimentadas, pista dupla, de ligação entre municípios e largura acima de 20 m
	Via de acesso de 2 ^a ordem	Estradas ou ruas pavimentadas, de pista simples ou dupla, de ligação entre núcleos populacionais e largura média de 10 m
	Via de acesso de 3 ^a ordem	Estradas ou ruas, sem pavimentação, que conduzam aos núcleos populacionais e largura entre 4 e 10 m
	Via de acesso de 4 ^a ordem	Estradas ou ruas sem pavimentação que conduzam à áreas de atividades agrosilvopastoril e largura entre 4 e 10 m
	Via de acesso de 5 ^a ordem	Caminhos ou trilhas sem pavimentação que conduzam aos núcleos populacionais e largura entre 1 e 3 m
	Via de acesso de 6 ^a ordem	Caminhos ou trilhas sem pavimentação resultantes do abandono de antigas vias de acesso ou utilizadas em atividades de monitoramento, fiscalização e lazer, com largura entre 1 e 5 m

¹ *Stepping stones* (“pontos de ligação” ou “trampolins ecológicos”). Pequenas áreas de habitat dispersas pela matriz que podem, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre manchas (Metzger 2001).

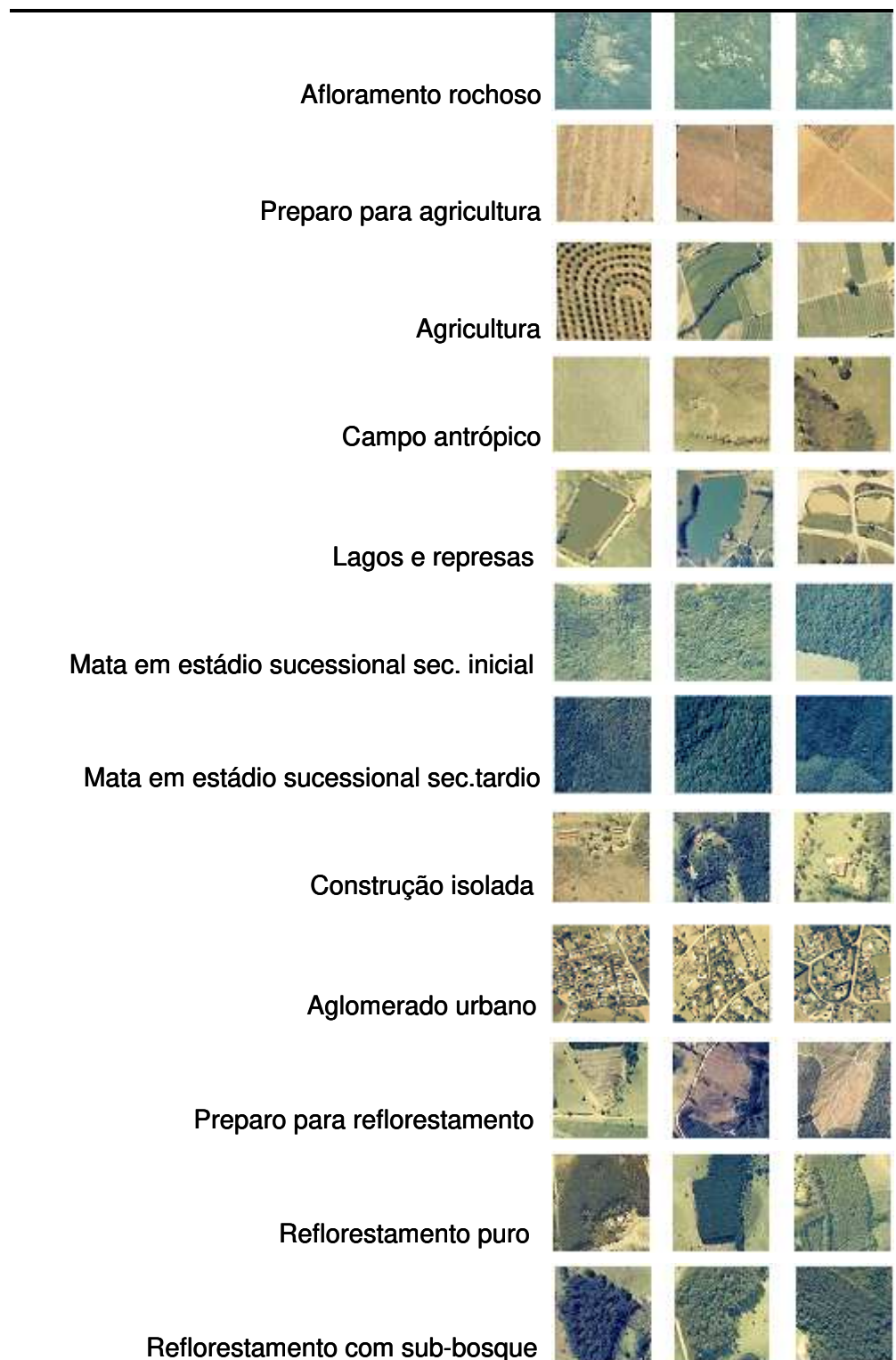


Figura 1.7. Padrões, formas, texturas, granulosidades e tons de cores das categorias e sub-categorias de classificação do uso e da cobertura da terra da Serra do Japi.

(Cont.)

<i>Stepping stones</i>			
Solo exposto			
Via de acesso de 1ª ordem			
Via de acesso de 2ª ordem			
Via de acesso de 3ª ordem			
Via de acesso de 4ª ordem			
Via de acesso de 5ª ordem			
Via de acesso de 6ª ordem			

1.2.3.2 Construção de cenários de expectativa para a conservação florestal

Foram projetados dois importantes cenários de conservação florestal da Serra do Japi a partir de diferentes critérios para a manutenção de florestas nativas. O primeiro cenário representa o conjunto de atos legais de proteção ambiental da área (item 1.2.3.2.1) e o segundo é uma proposta tecnicamente ideal de proteção e cobertura de florestas (item 1.2.3.2.2).

1.2.3.2.1 Cenário legal

Foram pesquisados todos os atos legais federais, estaduais e municipais que possuem medidas de proteção das coberturas florestais da Serra do Japi. Essas medidas foram transcritas na forma de critérios de ordenamento do território (Quadro 1.4) e, a medida do possível, foram espacializadas em mapas. Ao final, o cenário legal foi construído a partir da sobreposição dos diferentes mapas legais, utilizando como plano de fundo os usos e as ocupações atuais (mapa de 2005) nas áreas permitidas ou destituídas de proteção ambiental.

Quadro 1.4. Medidas de proteção da cobertura florestal da Serra do Japi e seus atos legais correspondentes.

ANO	ATO LEGAL	CRITÉRIOS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA SERRA DO JAPI
1965	CÓDIGO FLORESTAL Lei 4.771/65 e suas atualizações Resolução CONAMA 302/02 Resolução CONAMA 303/02	- 30 m ao longo dos corpos de água (largura < 10m); - 30 m ao redor de lagoas, lagos ou reservatórios naturais ou artificiais em área urbana consolidada; - 100 m ao redor de lagos ou reservatórios naturais ou artificiais: área rural, > 20ha ou abastecimento público; - 15 m ao redor de reservatórios artificiais: área rural até 20 ha; - 50 m ao redor das nascentes; - 1/3 maior de morros e montanhas (altura > 50 m e declividade > 30%); - encostas com declividade superior a 100%; - brejos e suas margens de 50 m; - linha de cumeada (1/3 maior do morro mais baixo em 1000 m de cumeada); - 20% da propriedade rural como reserva legal*.
1983	TOMBAMENTO Resolução 11 CONDEPHAAT	- manutenção das reservas de cobertura vegetal existentes em 1983; - áreas de clareiras para ocupação entre 12 e 20% em propriedades entre 0,5 e 1,9 ha ou de até 1.200 m² em propriedades maiores que 2 ha*.

(Cont.)

1984	CRIAÇÃO DA APA Leis Est. 4.023 e 4.095/84	- preservação da Zona de Vida Silvestre (APP e remanescentes da flora original existente na APA).
1993	PROTEÇÃO DA MATA ATLÂNTICA Decreto 750/93 Lei 11.428/06	- proibições de corte, exploração e supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica.
1998	REGULAMENTAÇÃO DA APA* Decreto Estadual 43.284/98	- <u>Zona de Vida Silvestre</u> : preservação de APP e remanescentes da vegetação nativa; - <u>Zona de conservação da vida silvestre</u> : manutenção ou reposição da vegetação nativa em área correspondente a 50% do imóvel; - <u>Zona de restrição moderada</u> : permissão de bosqueamento de remanescentes de vegetação da Mata Atlântica nos estágios médio e avançado de regeneração, com exceção de algumas áreas.
2000	SNUC Lei 9.985/00	- APA: definição dos critérios de zoneamento; - Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi: proteção integral.
2004	SISTEMA DE PROTEÇÃO DA SERRA DO JAPI* Lei Municipal Complementar 417/04	- RBMJ: Proteção integral; - Zona de Preservação, Restauração e Recuperação ambiental (entorno da RBMJ): vegetação nativa em 70% com módulo mínimo de 20 ha de utilização sustentável; - Zona de Conservação Ambiental da Ermida (amortecimento da RBMJ): vegetação nativa em 50% com módulo mínimo de 2 ha.

* informações não incorporadas ao mapa final devido à carência de dados sobre os limites fundiários.

- **Código Florestal**

As Áreas de Preservação Permanente (APP) ao longo dos cursos de água e ao redor de nascentes, lagos, lagoas e reservatórios foram delimitadas a partir da função “*buffer wizard*” do ArcGis® considerando a largura definida por lei para cada uma das faixas de proteção (Código Florestal 1965; CONAMA 302/303 2002).

Os cursos de água e suas nascentes foram extraídos da rede de drenagem das cartas digitais da CPLA/SMA. Os lagos e reservatórios foram obtidos do mapeamento de 2005 e posteriormente classificados em rural e urbano de acordo com os limites urbanos municipais. As ortofotos de 2005 serviram de material de apoio, principalmente na classificação em lagos naturais e reservatórios artificiais e na observação da largura dos cursos de água. Essas ortofotos também serviram para a delimitação das veredas, tendo como referência sua definição legal como “*espaço brejoso ou encharcado, que contem nascentes ou cabeceiras de cursos d’água...*” (CONAMA 303 2002).

Para a definição das APP de encostas, foi utilizado o MDT para a criação do mapa de declividade a partir do comando de análise espacial “*Slope*” do ArcGis® que selecionou as áreas de declividade superior a 100%. O mapa de declividade criado também serviu de apoio à delimitação dos topos de morro a partir da seleção de áreas com declividade > 30%. Segundo a resolução CONAMA 303 (2002), os morros são definidos como a “*elevação do terreno com cota do topo em relação a base entre cinquenta e trezentos metros e encostas com declividade superior a trinta por cento (aproximadamente dezessete graus) na linha de maior declividade*”. Ao final, os topos de morro foram delimitados a partir da identificação do terço maior de cada morro, montanha ou agrupamento, obtida pela anotação das altitudes de cume e base, tendo como plano de informação as curvas de nível, as redes de drenagem e o mapa de declividade. A identificação de agrupamentos de morros e montanhas (cumes com distâncias inferiores a 500 m) e a delimitação das áreas de APP dos topos e das linhas de cumeada seguiram a proposta do CONAMA 303 (2002), tendo como critério de definição da base do morro a menor distância perpendicular entre o cume e a rede de drenagem, sendo excluídas as nascentes.

Após alguns ensaios de distribuição das áreas previstas pelo Código Florestal como reserva legal, optou-se por não incorporar essa medida de proteção ao mapa final. Como os limites de propriedade não foram conhecidos seriam muitas as possibilidades de configuração dessas áreas e a realidade estaria mal representada.

- **Tombamento da Serra do Japi**

O cenário de proteção do tombamento da Serra do Japi foi desenhado com base na proteção de todas as áreas de mata que existiam em 1983 e utilizando como referência os resultado do mapeamento de 1994, ano mais próximo à data de tombamento. O mapa final não

representa as áreas de clareiras permitidas por essa Resolução, em virtude da dificuldade encontrada na delimitação dos limites de propriedade que, na maior parte não tem dados disponíveis, principalmente nas áreas pertencentes ao município de Cabreúva.

- **Área de Proteção Ambiental Jundiá-Cabreúva – APA**

O mapa de proteção de áreas de APA da Serra do Japi desenhado representa apenas a primeira fase desse tipo de proteção (Leis Estaduais de criação de 1984), que define como Zona de Vida Silvestre todas as áreas de APP do artigo 2º do Código Florestal e os remanescentes da flora original existentes no ano de criação. Neste caso, mais uma vez, as matas de 1994 foram utilizadas como referência.

O mapa final não representa a segunda fase (Decreto de 1998 de regulamentação das Leis de criação) de proteção pela APA, que prevê a delimitação de critérios em novas zonas, com destaque para a Zona de Conservação da Vida Silvestre, em que novas atividades estão condicionadas à manutenção ou reposição da vegetação nativa em área correspondente a 50% do imóvel. Essa limitação também ocorreu em função da dificuldade na delimitação dos limites de propriedade, principalmente em Cabreúva.

- **Proteção do Bioma Mata Atlântica**

Esse mapa teve como base o mapeamento de mata nativa de 1994, ano mais próximo à primeira medida de proteção da Mata Atlântica, o Decreto 750, de 1993, com a manutenção apenas dos remanescentes em estádios sucessionais médio e avançado.

- **Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi - RBMSJ**

A representação dessa área de proteção integral também foi feita com base na manutenção dos remanescentes de mata nativa registrados no mapeamento de 1994, data mais próxima à sua criação (Lei municipal 3.672 de 1991), regulamentação (Decreto Municipal 13.196 de 1992) e categorização como Unidade de Conservação (Lei Federal 9.985 de 2000).

1.2.3.2.2 Cenário tecnicamente ideal

Esse cenário propõe a manutenção de florestas naturais nas diferentes formas de relevo, preocupando-se com a conectividade local e seu contexto na paisagem regional, de acordo com os seguintes critérios:

- Aplicação de “estado de moratória” à Serra do Japi com a manutenção dos atuais remanescentes de mata secundária em estágio médio e avançado de regeneração;
- Conservação da biodiversidade através da manutenção e ou recuperação da floresta nativa em uma faixa de gradiente de relevo. Esse gradiente inclui 4 dos 5 tipos de relevo descritos na área: planícies fluviais, morrotes convexos, montanhas e colinas de cimeira (Pires Neto, dados não publicados);
- Proteção de recurso hídrico e prevenção contra processos de erosão e de perda de solos a partir da manutenção das florestas nas áreas de relevo de montanha;
- Proteção das áreas potencialmente alagáveis, com a manutenção e ou recuperação das florestas de planície fluvial;
- Prevenção a deslizamentos de encostas com a manutenção da vegetação nas áreas com alta declividade, nos topos de morro e linhas de cumeada, em concordância às medidas de proteção de APP, definidas pelo Código Florestal;
- Proteção de nascentes e lagos, naturais ou artificiais, conforme previsto pelo Código Florestal;
- Melhoramento da conectividade local através da ampliação da faixa de mata ciliar de 30 m, prevista pelo Código Florestal, para 70 m, o que fortalece o seu potencial como elemento conector da paisagem. Essa ampliação foi feita com base na extensão de 60-70 m de efeito de borda, conforme será descrito no Capítulo 2.

1.2.3.2.3 Diferentes cenários para o Loteamento Ermida

Com o objetivo de espacializar as propostas ou expectativas da sociedade para o Loteamento “Chácara Serra da Ermida”, foram construídos diferentes cenários futuros com base na projeção de cinco projetos de interesse dos grupos sociais envolvidos, conforme explicita o Quadro 1.5. Esses mapas serão novamente utilizados no capítulo sobre aplicação

das métricas da paisagem (Cap. 4) para avaliação da conservação biológica para cada uma dessas propostas, bem como sua comparação com os mapas históricos construídos (1962, 1994 e 2005).

Quadro 1.5. Cenários futuros para o Loteamento Ermida e seus critérios de construção.

	CENÁRIOS FUTUROS documento de base	CRITÉRIOS UTILIZADOS
1.	CENÁRIO DE PROTEÇÃO e expectativa da empresa BOMFIM ²	- desapropriação de todo o loteamento e integração ao polígono da Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi.
2.	CENÁRIO DE OCUPAÇÃO Projeto de ocupação do loteamento aprovado pelo INCRA em 1976	- 251 "Chácaras de lazer" de no mínimo 5.000 m ² e com ocupação máxima de 60% das áreas dos lotes (desmatamento de até 40%); - vias de acesso pavimentadas com 14 a 18 m de largura: 8 m de leito e 3 a 5 m de canteiro lateral; - área destinada à implantação de um hotel; - "Sistemas de recreio" ou áreas verdes.
3.	CENÁRIO DE EXPECTATIVA DOS PROPRIETÁRIOS Proposta de adequação da APASE* à Prefeitura de Jundiá em 2002	- semelhante ao Cenário de Ocupação, com a alteração da ocupação máxima para 50% das áreas dos lotes e da largura do leito para 6 m, canteiro lateral de 4 a 6 m. * Associação de Proprietários e Amigos Serra da Ermida
4.	CENÁRIO ALTERNATIVO I Scarabello Filho (2005) com modificações	- 148 "Chácaras de lazer" de no mínimo 5.000 m ² , com cobertura de mata nativa em 50% das áreas dos lotes (desmatamento de até 50%); - desapropriação da área destinada ao hotel e dos 107 lotes ainda não comercializados (pertencentes à BOMFIM ²); - transformação dos "sistemas de recreio" ou áreas verdes em áreas de mata protegida; - vias de acesso em terra com 14 a 18 m de largura: 6 m de leito e 4 a 6 m de canteiro lateral.
5.	CENÁRIO ALTERNATIVO II Scarabello Filho (2005) com modificações	- semelhante à alternativa I, com a alteração da configuração dos lotes concentrados nas primeiras ruas de acesso que também são as de maior número de áreas edificadas e de menor incidência de restrições de uso pelo Código Florestal.

² Empresa de Agricultura, Indústria, Comércio e Imóveis Ltda da região de Jundiá

1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

1.3.1 Mudanças no uso e na ocupação da Serra do Japi

Os mapas históricos obtidos retrataram 43 anos de mudanças da Serra do Japi em termos de composição, quantidade e disposição dos elementos da paisagem (Figuras 1.8 a 1.11).

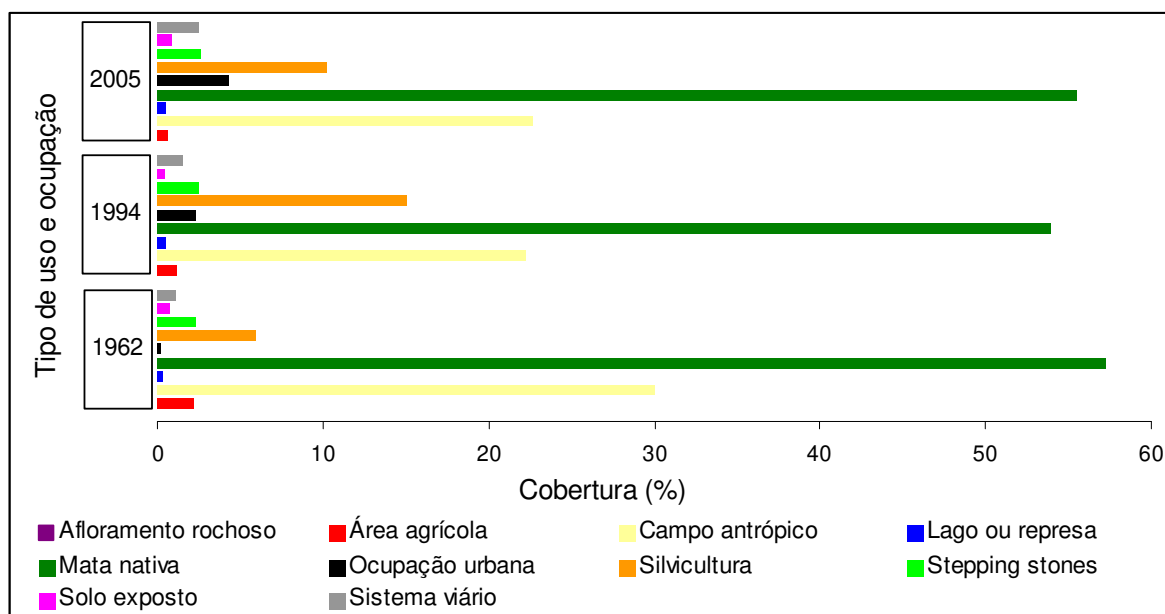


Figura 1.8. Caracterização do uso e da ocupação da Serra do Japi, anos de 1962, 1994 e 2005.

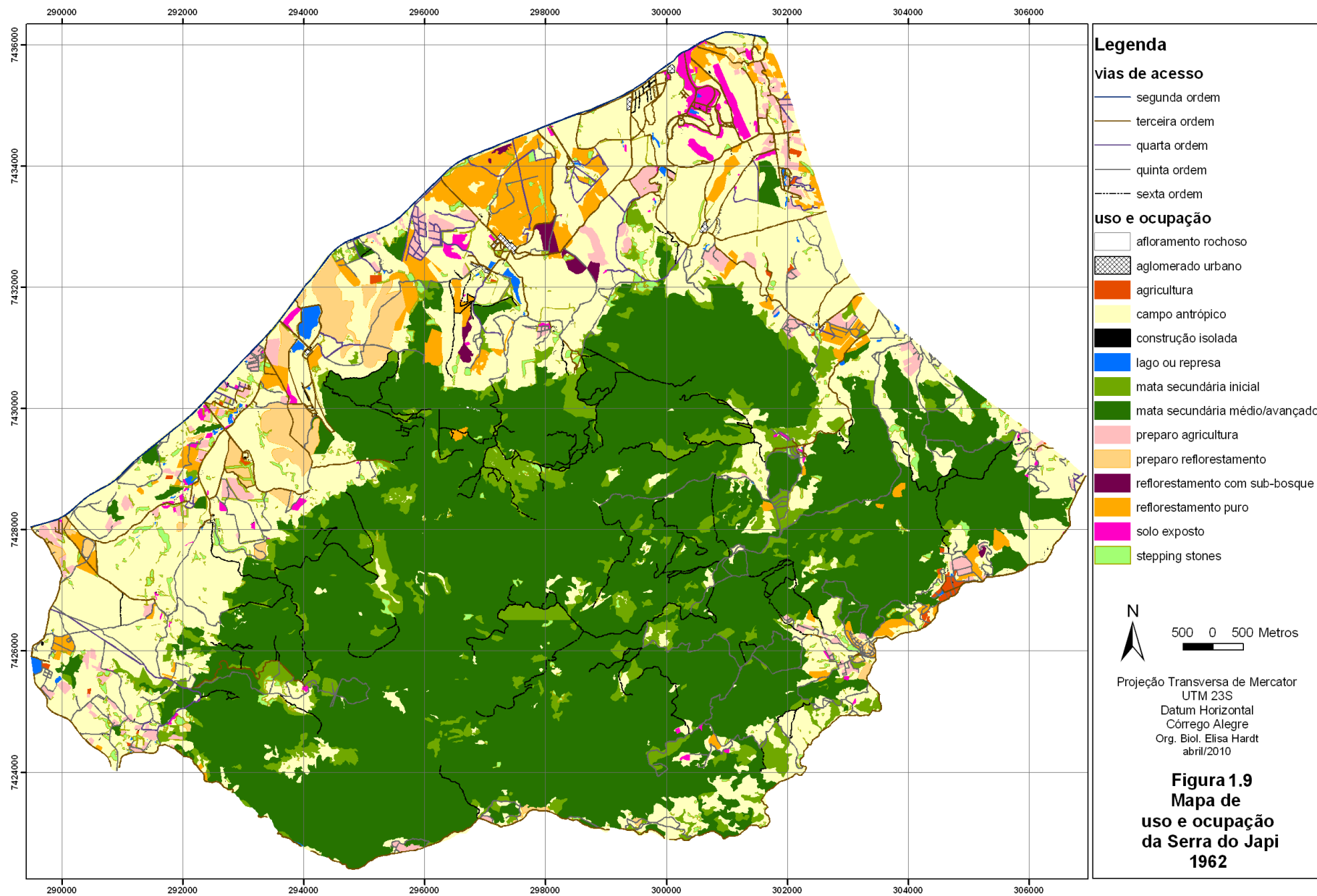
Desde 1962 até os dias de hoje, a Serra do Japi têm mantido mais de 60% da sua área com coberturas do tipo florestal, representada pelos reflorestamentos, *stepping stones* e, principalmente, pelas matas nativas, que sempre corresponderam a mais de 50% da paisagem (Tabela 1.3). A manutenção predominante das áreas florestais leva a interpretação de que sempre houve a preocupação com a conservação dessa área. Embora não tenha havido mudanças significativas em hectares de mata nativa, ocorreram importantes alterações na distribuição e na configuração espacial, com alguma perda de habitat em determinadas porções

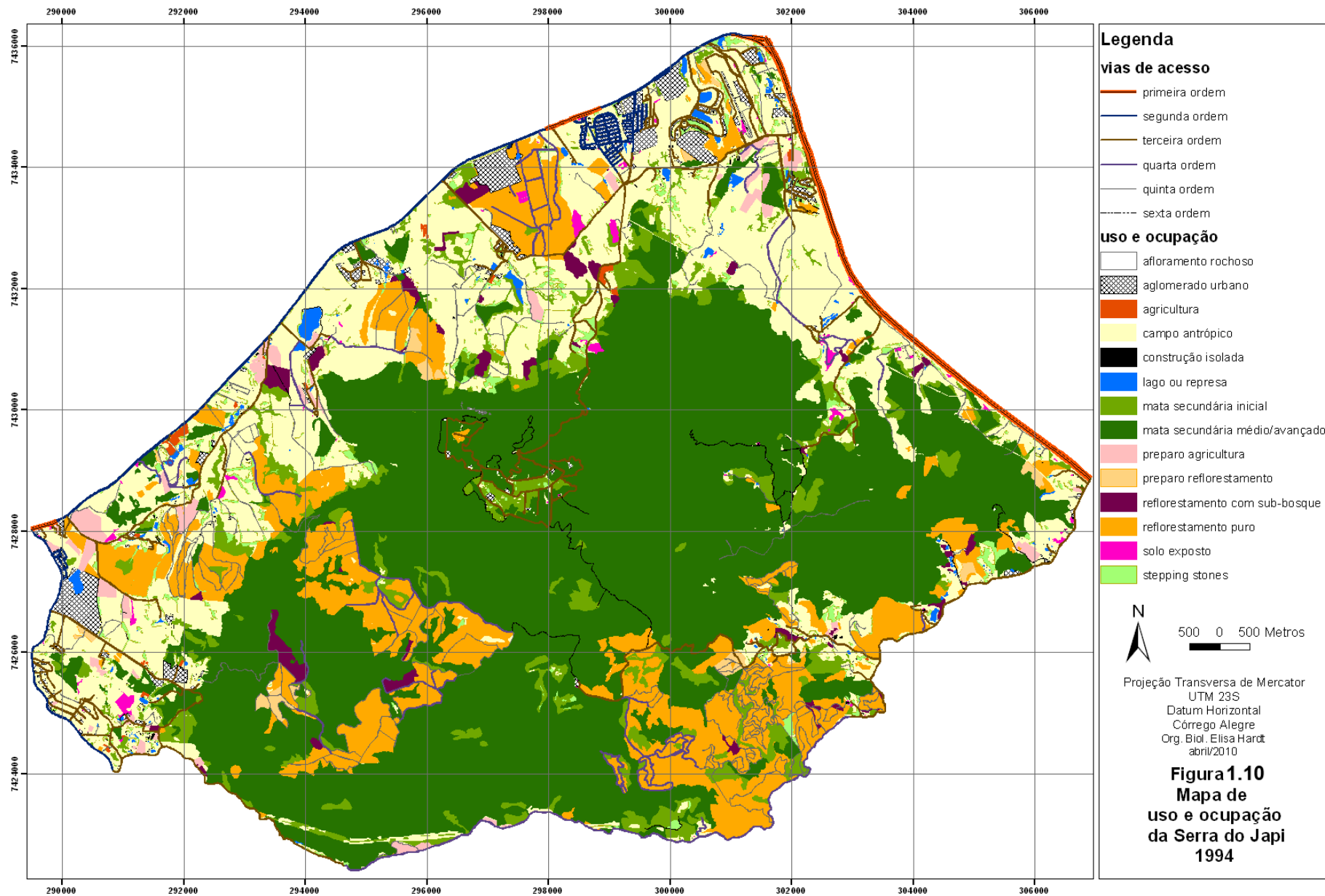
do território (Figuras 1.9 a 1.11). Essas perdas ocorreram em diferentes padrões de mudanças, desde a perfuração (principalmente em 1962), a dissecação (loteamento Ermida, em 1994), a fragmentação (principalmente em 1994) até a retração de florestas (Sudeste e Sudoeste da área, em 1994). Em contrapartida, também foram observados ganhos de floresta em situações de dilatação pelo processo de regeneração natural ou em situações de surgimento de pequenos fragmentos oriundos, sobretudo, da recuperação de matas ciliares (principalmente em 2005, porção Norte). Essas perdas e ganhos de floresta podem ter diferenciado a qualidade da conservação nos anos, apesar da proximidade dos valores de cobertura florestal.

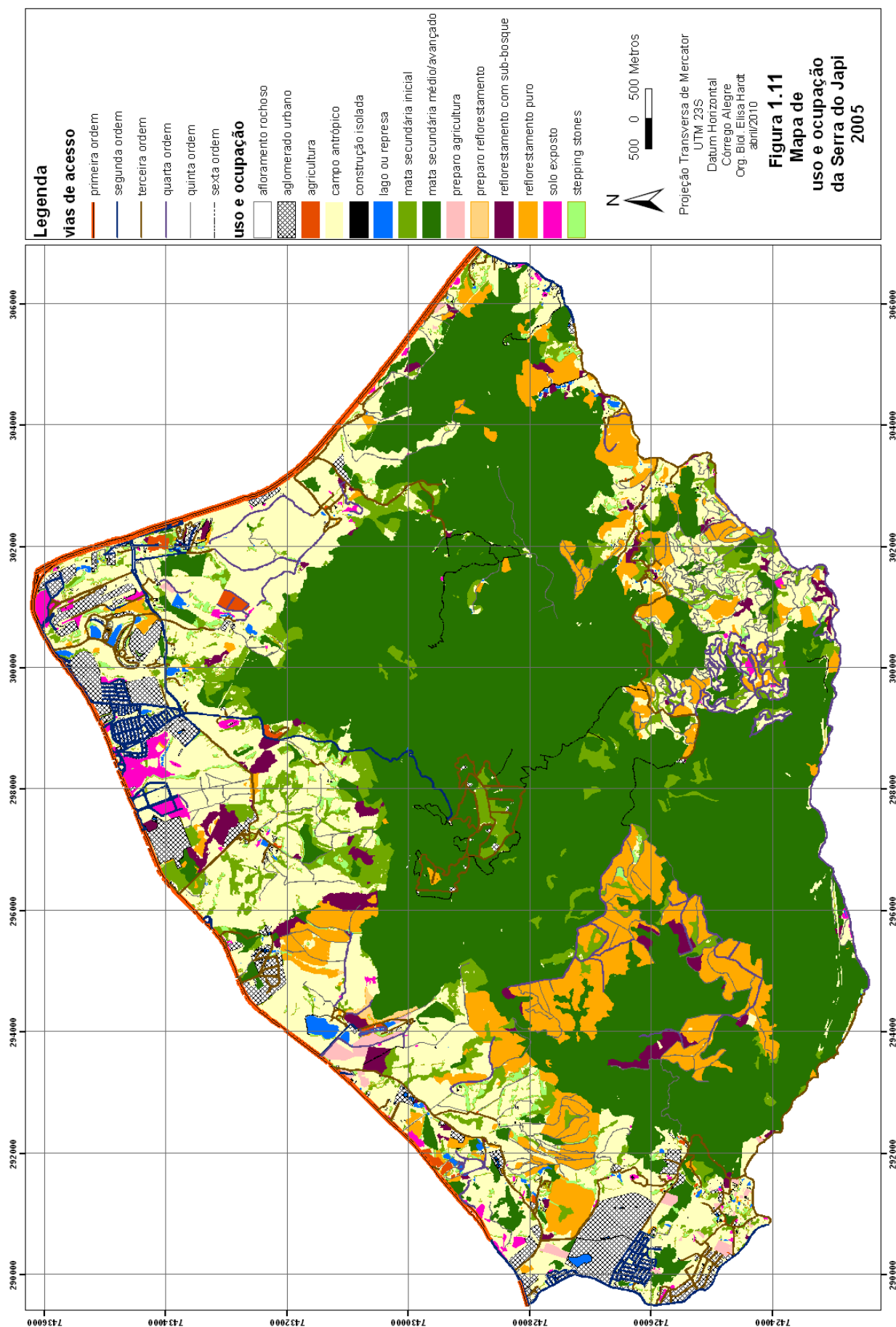
Essas alterações históricas de distribuição e configuração de recursos parecem estar diretamente relacionadas com as variações nos tipos e intensidades de intervenções antrópicas ao longo das quatro décadas. Na década de 1960, por exemplo, as perdas por perfuração provavelmente foram resultado do extrativismo florestal da área com a exploração seletiva de madeira e, no caso da década de 1990, as mudanças nos habitats naturais parecem ter sido consequência do aumento de atividades econômicas, como os reflorestamentos, e da progressiva urbanização, que juntos conduziram ao aumento das vias de acesso (Hardt et al. 2009).

Tabela 1.3. Uso e ocupação da Serra do Japi, anos de 1962, 1994 e 2005.

Categoria de uso e ocupação		Área					
		1962		1994		2005	
		(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
Afloramento rochoso		1	0,01	1	0,01	1	0,01
Área agrícola	Preparo agricultura	287	2,04	151	1,07	56	0,40
	Agricultura	28	0,20	17	0,12	33	0,23
Campo antrópico		4225	30,04	3130	22,25	3197	22,73
Lago ou represa		39	0,28	81	0,57	75	0,53
Mata nativa	Secundária Inicial	902	6,42	794	5,64	794	5,64
	Secundária médio / avançado	7150	50,84	6800	48,35	7015	49,88
Ocupação urbana	Construção isolada	12	0,08	15	0,11	17	0,12
	Aglomerado urbano	12	0,08	313	2,23	583	4,15
Silvicultura	Preparo reflorestamento	280	1,99	84	0,60	18	0,13
	Reflorestamento puro	514	3,65	1872	13,31	1175	8,35
	Reflorestamento c/ sub-bosque	36	0,26	163	1,16	248	1,76
<i>Stepping stones</i>		320	2,27	364	2,59	369	2,63
Solo exposto		110	0,78	57	0,40	126	0,90
Sistema viário		149	1,06	224	1,59	356	2,53







Em trinta anos (1962-1994), cerca de 60% das matas em estágio secundário inicial passaram aos estádios médio e avançado e, nos dez anos seguintes (1994-2005), outros 32% evoluíram para estágios mais avançados (Figura 1.12). Esses dados sugerem que as interferências antrópicas não impediram a evolução do processo natural de sucessão ecológica proporcionando a recuperação de matas. Além disso, cerca de 14% (1962-1994) e 17% (1994-2005) das antigas áreas de *stepping stones* foram substituídas por florestas em estágio inicial (Figura 1.13). Estes fatos evidenciam uma melhora de qualidade ambiental nas últimas décadas, indo em direção à expectativa de conservação florestal da área.

Em contrapartida a esse panorama histórico de conservação florestal, em que as mudanças na cobertura de floresta foram muito baixas (Tabela 1.3), as áreas urbanas da Serra tiveram elevado crescimento, principalmente entre 1962 e 1994, com aumento em 14 vezes. Além disso, houve uma transformação da configuração dessas áreas ao longo dos anos que pode ter influenciado o direcionamento das mudanças, como no caso da substituição das antigas construções isoladas de 1962 pelos aglomerados urbanos, principalmente com o surgimento dos loteamentos de 2005. Alterações em outros usos também podem ter influenciado os vetores de mudança, como a duplicação das áreas de represamentos artificiais e de reflorestamentos entre 1962 e 1994 e a concomitante diminuição das áreas de campos antrópicos. Em relação aos reflorestamentos, entre 1994 e 2005, houve uma nítida mudança na tendência de exploração, com redução nos investimentos em novas áreas de preparo e com a ampliação dos reflorestamentos com sub-bosque (Tabela 1.3).

Como um efeito da expansão urbana, nos últimos quarenta anos e principalmente na última década, a agricultura foi a atividade econômica de menor expressão na região, com produções de pequenas propriedades. Essa atividade não representou, nesses anos de estudo, uma força expressiva de mudança na quantidade e distribuição das florestas. No entanto, essa nem sempre foi a realidade desse setor econômico. Segundo estudos de Fillipini (1998), antes de 1930 a cultura agrícola era uma importante fonte de riqueza para a região de Jundiaí. No século XIX, o cultivo de cana de açúcar era a atividade de maior importância para a região, principalmente no sopé da serra. A partir de meados desse século essa fase canavieira foi substituída pelos plantios de café, que mais tarde tornaram-se a principal fonte de riqueza do município de Jundiaí. Paralela a produção do café, existiam atividades de viticultura que se expandiram principalmente depois de 1930, em função da crise econômica de 1929 que abalou a produção de café no País.

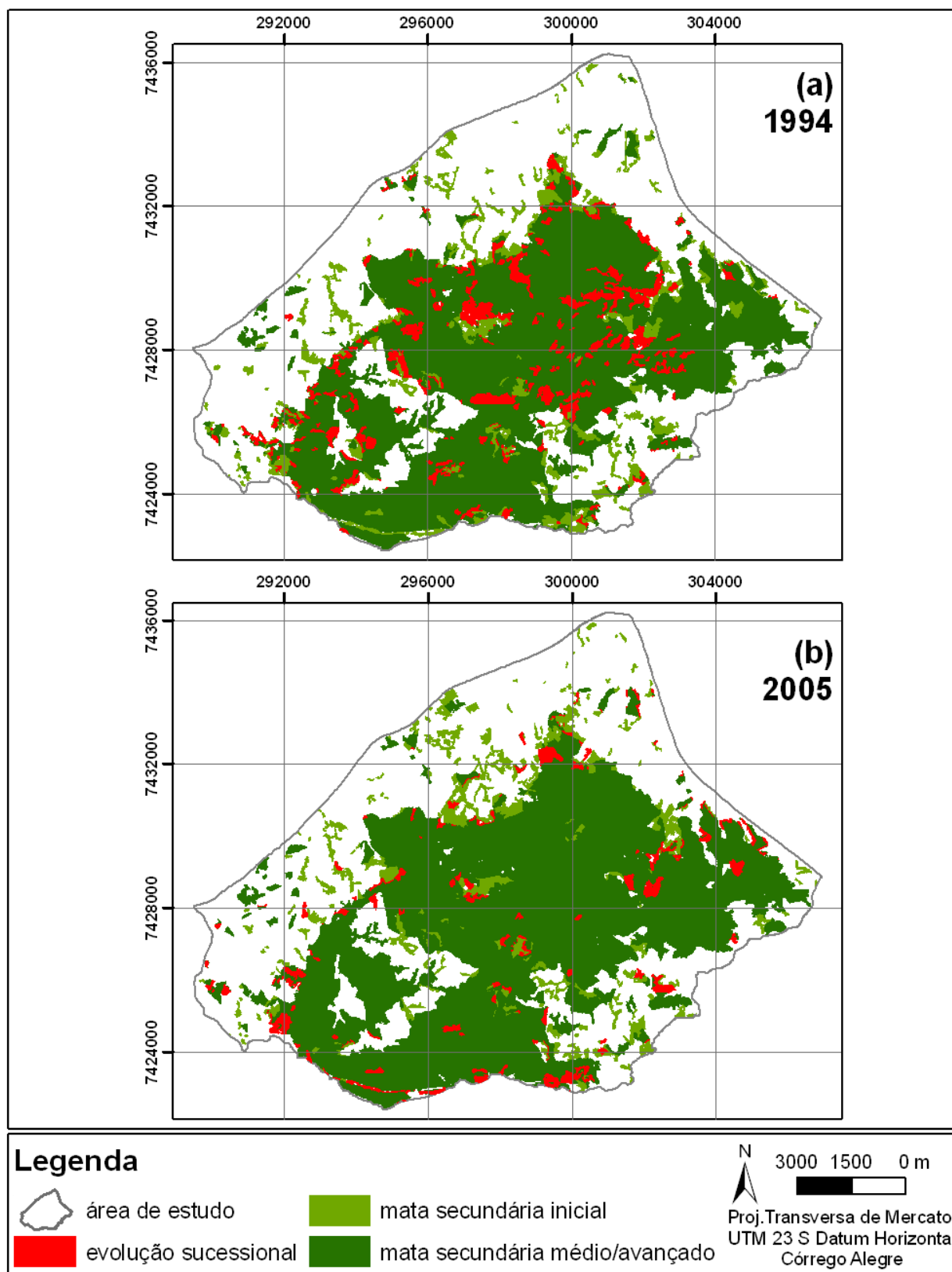


Figura 1.12. Evolução do processo sucessional dos remanescentes florestais da Serra do Japi. (a) 1962-1994; (b) 1994-2005.

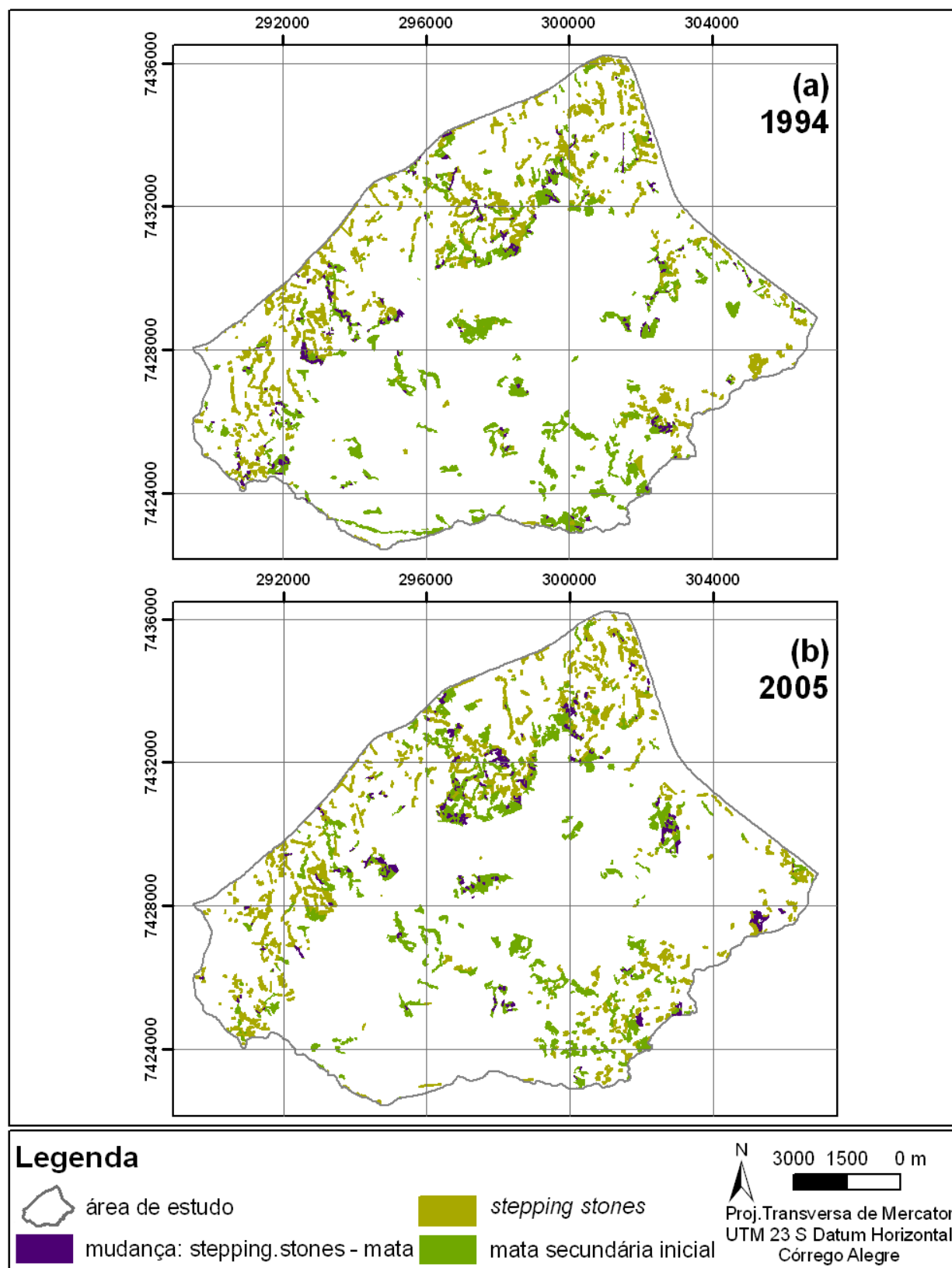


Figura 1.13. Substituição de áreas de *stepping stones* por áreas de mata secundária inicial na Serra do Japi. (a) 1962-1994; (b) 1994-2005.

Uma das mudanças mais expressivas e que parece ter sido interferentes na quantidade e qualidade da floresta foi a ampliação das vias de acesso, não em relação a sua extensão (Tabela 1.4), mas em relação a sua área (Tabela 1.3), consequência do alargamento e da disposição das novas vias (Anexos 1 a 3). Antigas trilhas de 1962 (vias de 6ª ordem) foram abandonadas, contribuindo para a manutenção e a regeneração de alguns trechos de mata e interferindo na ligação entre remanescentes, com a diminuição da rede ou circuiticidade, conforme teoriza Dramstad et al. (1996). Em contrapartida, a acessibilidade da área se expandiu com a ligação entre municípios vizinhos (1ª ordem) e com o surgimento de acessos aos novos núcleos populacionais (2ª ordem) e às atividades econômicas (4ª ordem), como os reflorestamentos, que criaram um sistema complexo de vias que seccionaram uma porção significativa de mata. Dessa forma, pode-se pressupor que, mesmo não tendo ocorrido um aumento em extensão, a mudança na proporção das ordens de classificação das vias alterou suas funcionalidades e, portanto, o seu potencial de influência sobre as vizinhanças, principalmente de florestas.

Tabela 1.4. Comprimento em quilômetros das vias de acesso da Serra do Japi, anos de 1962, 1994 e 2005.

Tipos de Vias de acesso	Comprimento (km)		
	1962	1994	2005
primeira ordem	0	43	66
segunda ordem	30	65	120
terceira ordem	247	241	202
quarta ordem	70	106	130
quinta ordem	329	296	309
sexta ordem	201	51	47
total	877	802	875

Em síntese, considerando a escala de análise desse estudo que é habitual nos processos de planejamento regional, os resultados obtidos mostraram que se por um lado a Serra do Japi se manteve como uma região essencialmente rural e de predomínio de mata nativa, sem mudanças expressivas na quantidade de florestas, por outro também foi uma região de crescente urbanização e acessibilidade (principalmente nas porções norte e oeste da área), duas importantes forças motoras de mudanças na paisagem. Em um processo de decisão participativa essa condição de quantidade de floresta, provavelmente, seria vista como um

cenário otimista e de tendência à conservação. Porém, os resultados fornecem indícios de que as crescentes interferências antrópicas, principalmente a urbanização, estão modificando a qualidade das florestas, com algumas situações de melhora e outras de piora. Isso chama a atenção para que a simples manutenção de quantidade de florestas não seja vista pelos grupos sociais como sinônimo de garantia de qualidade, cuja avaliação depende de análises em escala mais fina de detalhes.

Apesar da Serra do Japi não apresentar um quadro de degradação, a progressiva ocupação verificada nos mapas e sua contextualização na transformação das paisagens paulistas conduzem para essa preocupação. Na verdade, essa região manteve seu maciço de floresta, em grande parte, graças ao seu ambiente que parece ter condicionado e restringido as atividades humanas através de seus limites físicos. Dessa forma, protegida por si mesma, essa paisagem persistiu ao tempo e se tornou um Patrimônio Natural, hoje reconhecido pelos seus excepcionais valores científico, de conservação e estético (Vasconcellos Neto & Polli 2009).

Tendo como referência estudos de Antrop (2005) e Prados (2009), alerta-se que a manutenção das florestas acompanhada das crescentes transformações antrópicas pode mudar as decisões de manejo em função da alteração da percepção das pessoas sobre a paisagem. O fenômeno da naturbanização (Prados 2009) pode ter modificado ou vir a modificar o olhar dos grupos sociais para uma interpretação de uso e conservação diferente da real vocação da Serra do Japi. Segundo o autor, esse fenômeno interfere sobre os valores naturais e culturais, a ponto de transformar a paisagem em sua própria essência. Em situações como essa, deve-se ter cautela para que as opções de manejo não sejam apenas anseios pessoais e que a Natureza não seja vista exclusivamente como recurso humano. Há um limiar que costuma ser bastante tênue entre a preocupação com o uso antrópico e o equilíbrio dos processos naturais, e muitas vezes a consciência da dependência humana desse equilíbrio praticamente deixa de existir. Esse parece ter sido o caminho de muitas das decisões tomadas em relação à manutenção das áreas de Mata Atlântica do Estado de São Paulo, onde muito da biodiversidade se perdeu, funções físicas e biológicas foram quase esgotadas e os biomas e ecossistemas foram demasiadamente fragmentados (Hardt et al. 2009).

Nesse contexto, fica a indagação se a crescente mudança antrópica não só da Serra do Japi como do seu entorno não está sobrepondo a percepção da conservação ambiental e influenciando os cenários de expectativas da comunidade, registrados em muitos dos encontros

de planejamento, gestão e proteção realizados nos últimos anos. Essa relação foi melhor investigada em uma das interferências humanas mais polêmicas da Serra, o loteamento Ermida. Nessa direção, torna-se essencial saber se o panorama dos últimos anos foi mais próximo ou mais distante das expectativas de conservação das florestas.

1.3.2 Cenários de conservação da Serra do Japi

A avaliação dos mapas de mudança e dos cenários de expectativas dos grupos que vivem ou que têm interesses diretos de uso sobre a Serra do Japi depende da adoção de um cenário referencial, que permita evidenciar suas distâncias da situação ótima de conservação. Nesse sentido, foram construídos dois cenários de conservação (legal e ideal), avaliados e comparados com os mapas de mudanças temporais, principalmente em relação às taxas de cobertura de florestas.

1.3.2.1 Cenário legal

A espacialização das medidas de proteção legal de florestas do Japi permitiu comparar a contribuição dos diferentes atos legais para a conservação florestal e analisar a distância dos mapas históricos em relação às suas obrigações legais de proteção.

A primeira medida legal avaliada foi o Código Florestal de 1965, uma das legislações ambientais mais antigas que juntamente com suas atualizações, prevêem a proteção de cerca de 33% da área total de estudo como Áreas de Preservação Permanentes (APP). Em função da topografia acidentada, os topos de morro e as linhas de cumeada, muitas vezes coincidentes entre si, são as áreas de proteção de maior extensão, juntamente com as matas ciliares ao longo dos cursos de água (Tabela 1.5). Quanto se observa somente o loteamento Ermida, verifica-se que, devido a singularidade do terreno, cerca de 85% da sua área é definida como APP (Figuras 1.14 e 1.15a). Sem dúvida, a extensão dessa proteção agrava muito os impasses entre o uso e a conservação nesse loteamento e deve ser um argumento chave nas atuais

discussões a respeito da total ou parcial desapropriação, bem como sobre a possibilidade de inclusão dessa área na Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi (RBMSJ).

Tabela 1.5. Áreas de Preservação Permanente (APP) da Serra do Japi segundo o Código Florestal.

APP	Área		
	(ha)	(%)	
Cursos de água	1855	13,2	
Nascentes	229	1,6	
Lago e lagoas naturais e reservatórios artificiais	lago/reservatório - área urbana	34	0,2
	reservatório de abastecimento	5	0,04
	reservatório artificial - área rural	58	0,4
Brejos e áreas alagadas	47	0,3	
Topos de morro/montanha	1907	13,6	
Linhas de cumeada	2739	19,5	
Encostas com declividade > 100%	49	0,3	
Área total protegida*	4613	32,8	

* $\Sigma \neq 100\%$ pela sobreposição de critérios

Entre os mapas históricos construídos, 1962 foi o período de maior cumprimento da proposta de proteção do Código Florestal, com cobertura de mata nativa em 78% da área (Tabela 1.6). Nesse período, as matas revestiam principalmente as áreas de topo de morro e de linhas de cumeada. Somente depois de essa legislação entrar em vigor, se ampliaram as florestas de proteção de nascentes e cursos de água. A princípio, o cumprimento das medidas de proteção do Código Florestal na Serra do Japi resultaria em uma composição e configuração de floresta favorável à conectividade de paisagem, com a manutenção de uma grande mancha de serra e a formação de elos entre fragmentos menores a partir de corredores de matas ciliares (Figura 1.14). Contudo, essa relação não é tão evidente quanto parece, conforme será visto mais adiante a partir de medidas de conectividade da paisagem (Capítulo 4).

Tabela 1.6. Áreas de Preservação Permanente (APP) da Serra do Japi com cobertura de mata nativa nos anos de 2005, 1994 e 1962.

Anos	Mata nativa em APP	
	ha	%
2005	3301	72
1994	3270	71
1962	3612	78

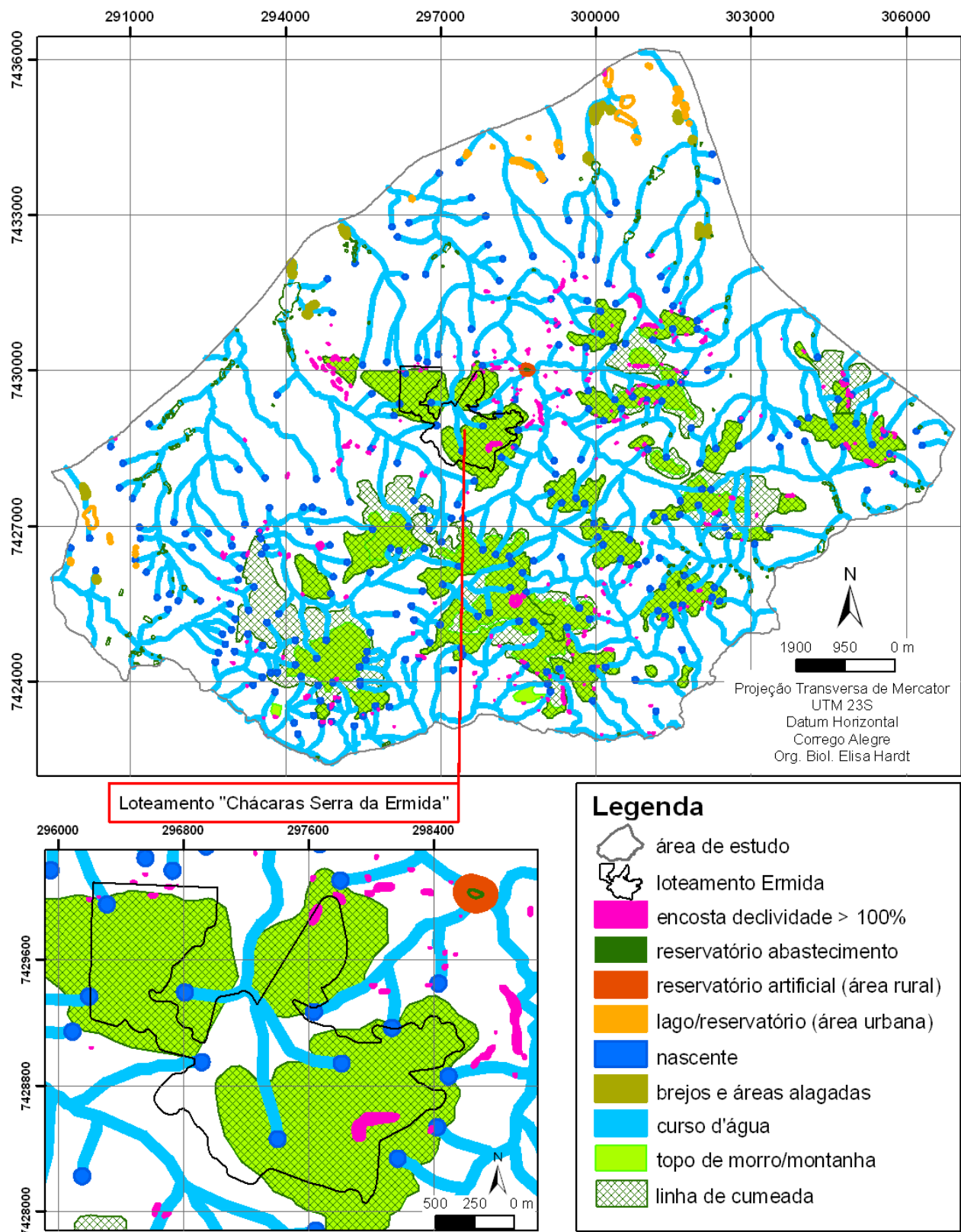


Figura 1.14. Áreas de Preservação Permanente da Serra do Japi e do loteamento Ermida segundo o Código Florestal.

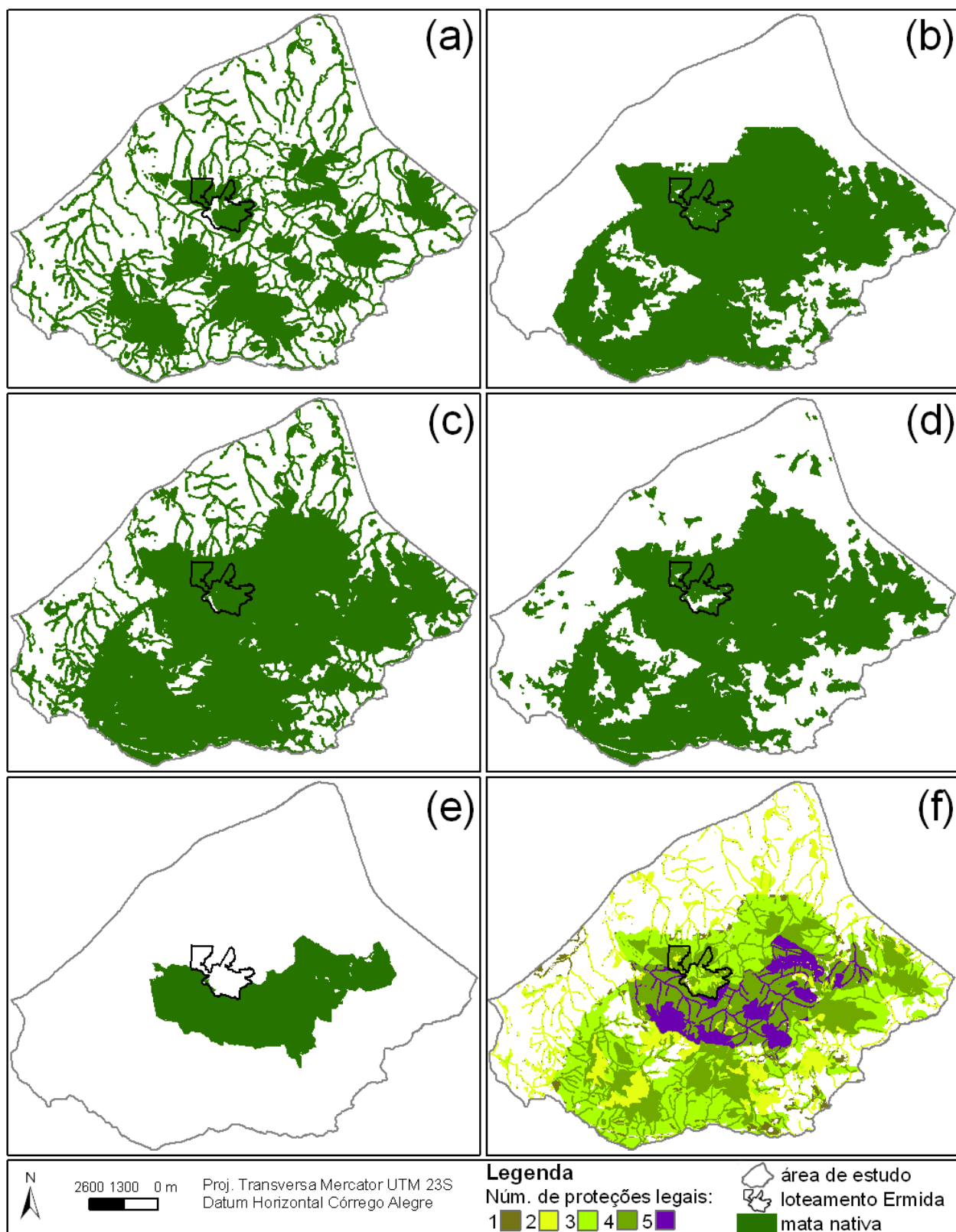


Figura 1.15. Áreas da Serra do Japi protegidas: (a) Área de Preservação Permanente - APP; (b) Tombamento; (c) Área de Proteção Ambiental – APA; (d) proteção da Mata Atlântica; (e) proteção integral como Unidade de Conservação; (f) sobreposição de medidas de proteção.

A comparação entre as florestas previstas pelas medidas legais e a sua real cobertura mostrou que 90% delas foram mantidas em 2005. Os resultados mostraram que entre os atos legais averiguados, o menos cumprido pelos cidadãos foi a APP do Código Florestal. Por outro lado, o tombamento da Serra do Japi, ocorrido em 1983, e a proteção da Mata Atlântica, a partir de 1993, parecem ter sido os regulamentos legais de maior obediência e, portanto, de maior contribuição para as atuais extensões de floresta (Tabela 1.7 e Figura 1.15). A manutenção dos fragmentos de mata ainda existentes deve ser uma prerrogativa para a Serra do Japi, em que o principal interesse é a conservação ambiental. Sem dúvida, nessa região o foco de interesse sobre as planícies fluviais para o uso do solo, principalmente por reflorestamentos e para o represamento das águas, sobrepuja o interesse pela qualidade da água, contenção da erosão e da perda de nutrientes e pelo controle de pragas e de enchentes.

Tabela 1.7. Áreas de mata nativa da Serra do Japi protegidas legalmente e comparadas com a cobertura de 2005.

Medidas de proteção legal	Mata nativa protegida		Mata nativa em 2005		Cumprimento da legislação
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(%)
Área de Preservação Permanente	4613	32,8	3301	23,5	71,5
Área de Proteção Ambiental	8373	59,5	7051	50,1	84,2
Polígono de Tombamento	6968	49,5	6879	48,9	98,7
Proteção da Mata Atlântica	6801	48,3	6738	47,9	99,1
Reserva Biológica	2010	14,3	2004	14,3	99,7
Total	8676	61,7	7809	55,5	90,0

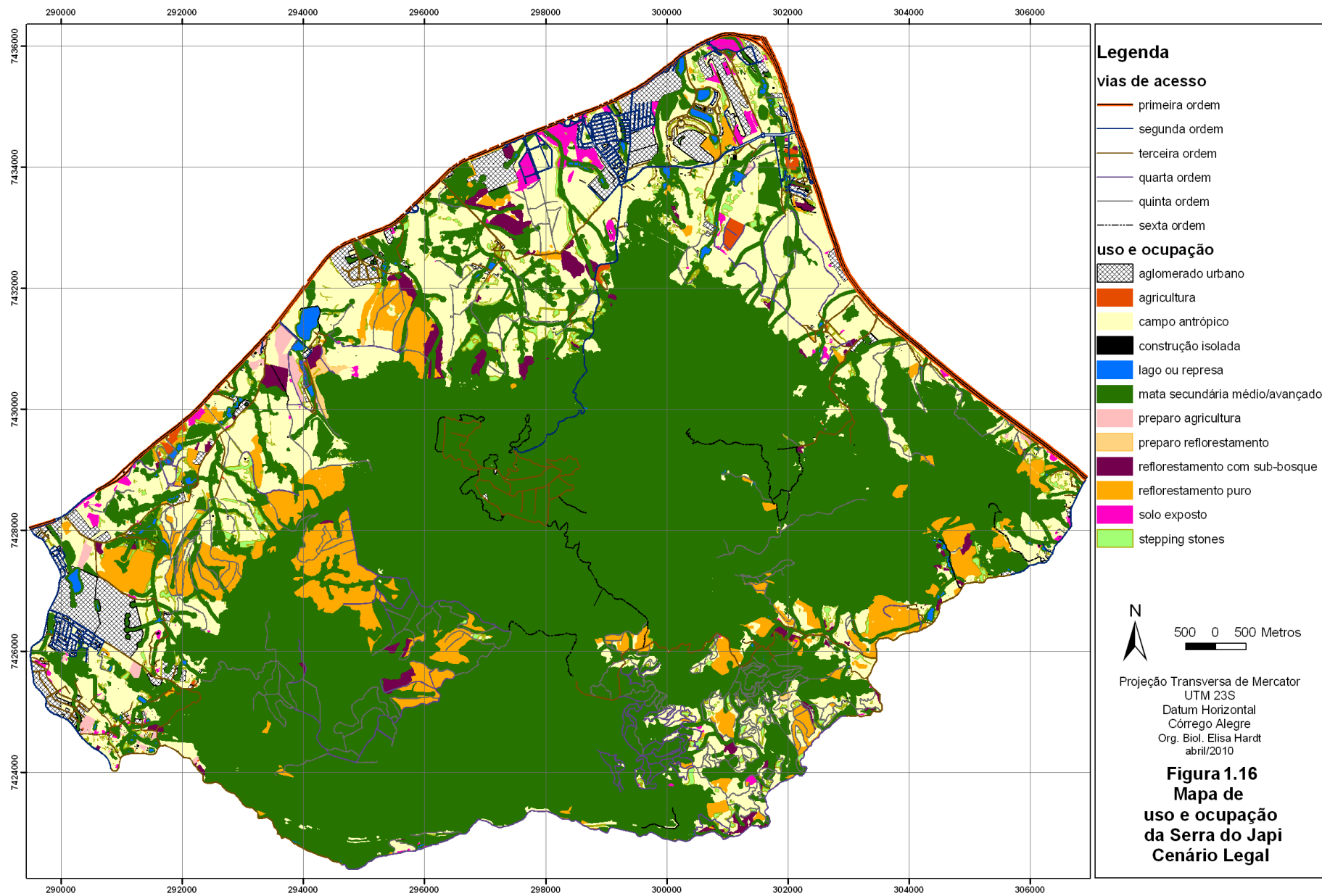
* $\Sigma \neq 100\%$ pela sobreposição de critérios

A reunião das diferentes medidas de proteção florestal da Serra do Japi mostrou que a legislação protege 62% da área estudada (Tabela 1.7) e permitiu diferenciar porções do território com grande número de legislações sobrepostas (Figura 1.15f). Cerca de 97% da área protegida tem mais de uma medida de proteção legal, sendo de uso mais restritivo algumas porções da RBMSJ que correspondem a 6% da área de estudo, com cinco medidas de proteção. Já em relação ao loteamento Ermida, 98% da sua área têm restrição ambiental legal de uso de, ao menos, uma medida de proteção de floresta e 61% dele chegam a ter quatro legislações diferentes protegendo o mesmo território (APP, tombamento, APA e Mata Atlântica).

A inclusão das áreas de floresta legalmente protegidas ao mapa atual de uso e ocupação da Serra do Japi (mapa de 2005) permitiu espacializar o que poderia ser o cenário de proteção legal (Figura 1.16) e compará-lo à situação atual. Se os atos legais ambientais definidos neste estudo fossem totalmente cumpridos, haveria um aumento de 10% nas atuais áreas de mata, com retrações de importantes atividades para a Serra, como campos antrópicos (23% >> 18,5%) e reflorestamentos (10% >> 7%) (Tabelas 1.3 e 1.8). Levando-se em conta somente os aspectos da recuperação ou restauração florestal, esse percentual não é um valor excessivo, se comparado à situação restante do Estado de São Paulo. Porém, deve-se também considerar, que esse cenário não engloba todas as premissas conceituais da conservação, pois muitas não estão incluídas na atual legislação ambiental. Por essa razão, este estudo modelou um outro cenário de conservação, que reúne somente aqueles aspectos de imprescindível respeito sob o ponto de vista técnico-acadêmico.

Tabela 1.8. Áreas e percentagens de uso e ocupação do cenário legal da Serra do Japi.

Uso e Ocupação	Área	
	(ha)	(%)
Área agrícola	82	0,6
Campo antrópico	2605	18,5
Lago ou represa	74	0,5
Mata nativa secundária médio / avançado	9095	64,7
Ocupação urbana	530	3,8
Reflorestamento	989	7,0
<i>Stepping stones</i>	277	2,0
Solo exposto	106	0,8
Sistema viário	308	2,2



1.3.2.2 Cenário ideal

Com base nos critérios adotados, um cenário tecnicamente ideal para a Serra do Japi teria 83% da área de estudo coberta por floresta secundária de estágio médio avançado. A Tabela 1.9 apresenta a contribuição de cada um dos critérios nessa proposta de cobertura florestal. Nesse cenário, o Japi teria um grande maciço de floresta concentrado nas áreas de relevo montanhoso e o uso e ocupação antrópica ficaria restrito à porção Norte e Oeste da área, historicamente de uso urbano. Até mesmo as áreas de interferência antrópica estariam conectadas ao maciço de floresta por meio de corredores de mata ciliares e de pequenos remanescentes, conforme ilustra a Figura 1.17.

Tabela 1.9. Contribuição de cada um dos critérios utilizados na criação do cenário ideal de cobertura florestal da Serra do Japi.

Critério de manutenção da cobertura florestal	Área	
	(ha)	(%)
relevo de montanha	8201	58
atuais remanescentes de florestas	7809	56
matas ciliares e nascentes	4422	31
linhas de cumeada	2739	19
gradiente de relevo	2231	16
topos de morro	1907	14
relevo de planície	283	2
declividade > 100%	49	0,3
Total de área com cobertura de mata nativa*	11681	83

* $\Sigma \neq 100\%$ pela sobreposição de critérios

Como esperado, o cenário legal é o que mais se aproxima dessa proposta de cobertura florestal tecnicamente ideal em termos de composição e configuração de elementos da paisagem. Mesmo assim, haveria um aumento na quantidade de floresta em cerca de 22%, com algumas alterações na disposição de manchas e corredores de mata. Os mapas históricos estudados estiveram bem mais distantes dessa proposta, mas em termos de quantidade 1962 foi o mais próximo, com 31% a menos de cobertura de floresta nativa, grande parte dela concentrada em um maciço central de relevo montanhoso.

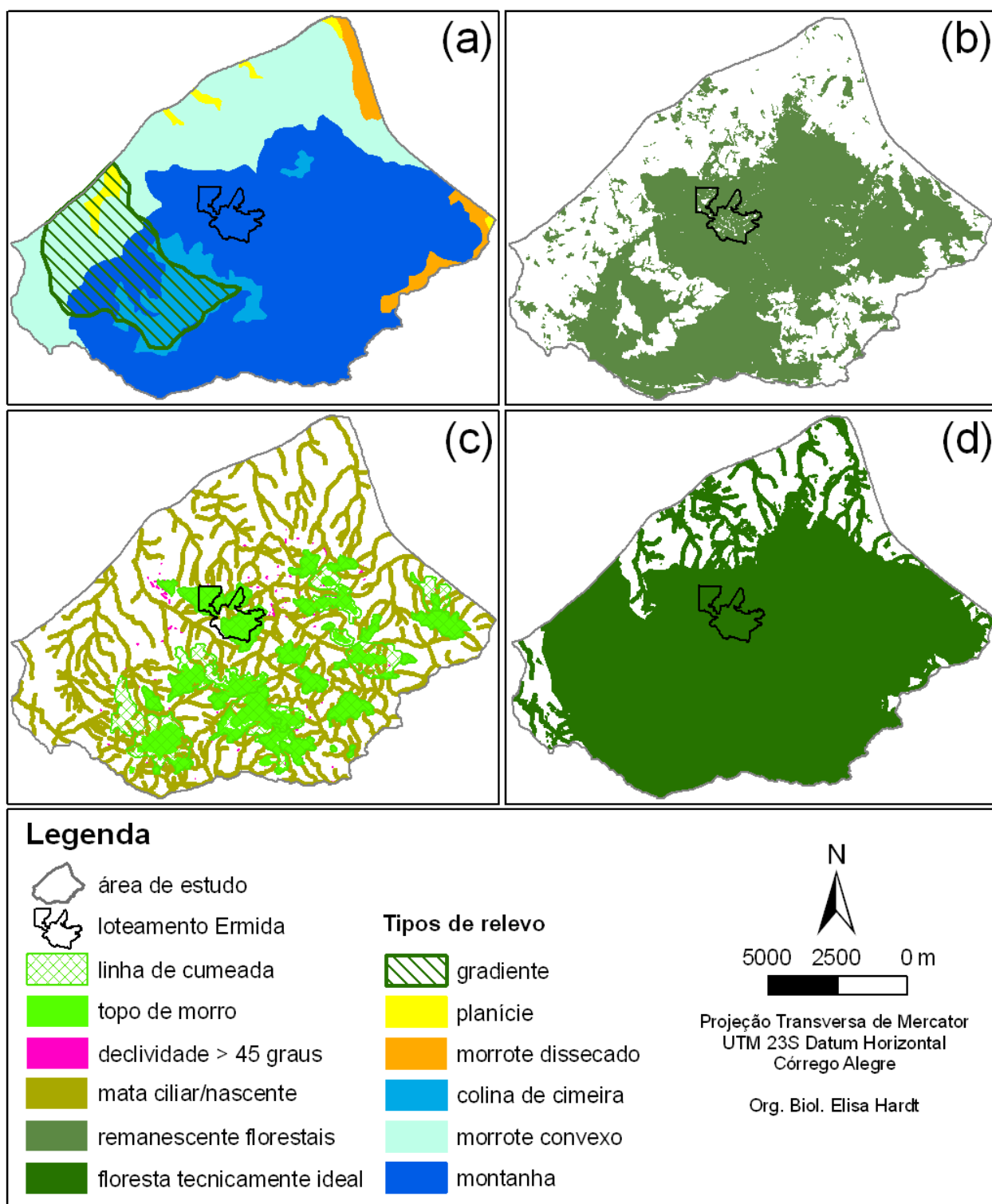


Figura 1.17. Critérios utilizados na construção do cenário tecnicamente ideal para a conservação da Serra do Japi: (a) tipos de relevo; (b) remanescentes de floresta de 2005; (c) áreas de preservação permanente; (d) cobertura de floresta ideal.

1.3.3 Antes e depois da implantação do loteamento Ermida

O recorte dos mapas históricos construídos para a Serra do Japi no limite das bacias de drenagem do loteamento Ermida (área de influência direta) permitiu avaliar de forma mais direta as relações entre as mudanças decorrentes da implantação desse empreendimento e de outras atividades humanas de seu entorno. Foi possível reconhecer os tipos de uso que mais influenciaram as florestas nativas, bem como evidenciar as tendências de conservação ou de uso antrópico. Os resultados mostraram que, mesmo após a implantação do loteamento Ermida, a floresta nativa se manteve como o elemento dominante na paisagem estudada, cobrindo cerca de 54% da área (Figuras 1.18 e 1.19). Na verdade, melhor do que isso, parece ter havido um aumento na qualidade da vegetação, já que 67% das matas em estágio inicial em 1962 evoluíram para estágios mais avançados em 1994, além do fato de 16% das manchas de *stepping stones* terem se tornado áreas de mata em estágio inicial de regeneração (Figura 1.20).

Apesar de esses dados evidenciarem os esforços históricos de conservação da Serra do Japi, os resultados também indicaram mudanças importantes na representatividade dos diferentes tipos de atividades antrópicas na área e, conseqüentemente, na capacidade de interferência nos ambientes naturais (Tabela 1.10). Considerando a área de influência direta do Ermida, a paisagem essencialmente rural de 1962, particular pela presença de monoculturas agrícolas e florestais, passou a ter em 1994 uma maior influência urbana, com o aumento de 92% dos aglomerados urbanos, ao mesmo tempo em que se reduziram em 86 % as áreas agrícolas e em 30 % os reflorestamentos (Figura 1.21).

Dessa forma, a avaliação das mudanças nas taxas de uso antrópico nesse intervalo de 30 anos (Tabela 1.10) indica uma clara alteração na tendência de exploração do território. Um exemplo disso foi a substituição de áreas de preparo de reflorestamento por outras atividades antrópicas (Figuras 1.19 e 1.20). De modo geral, os reflorestamentos dessa área diminuíram, mas em compensação aumentaram as quantidades de plantios com sub-bosque (Tabela 1.10), o que pode estar relacionado com a dinâmica de exploração da silvicultura, mas que ao mesmo tempo não deixou de ser positivo para a conservação ambiental da área.

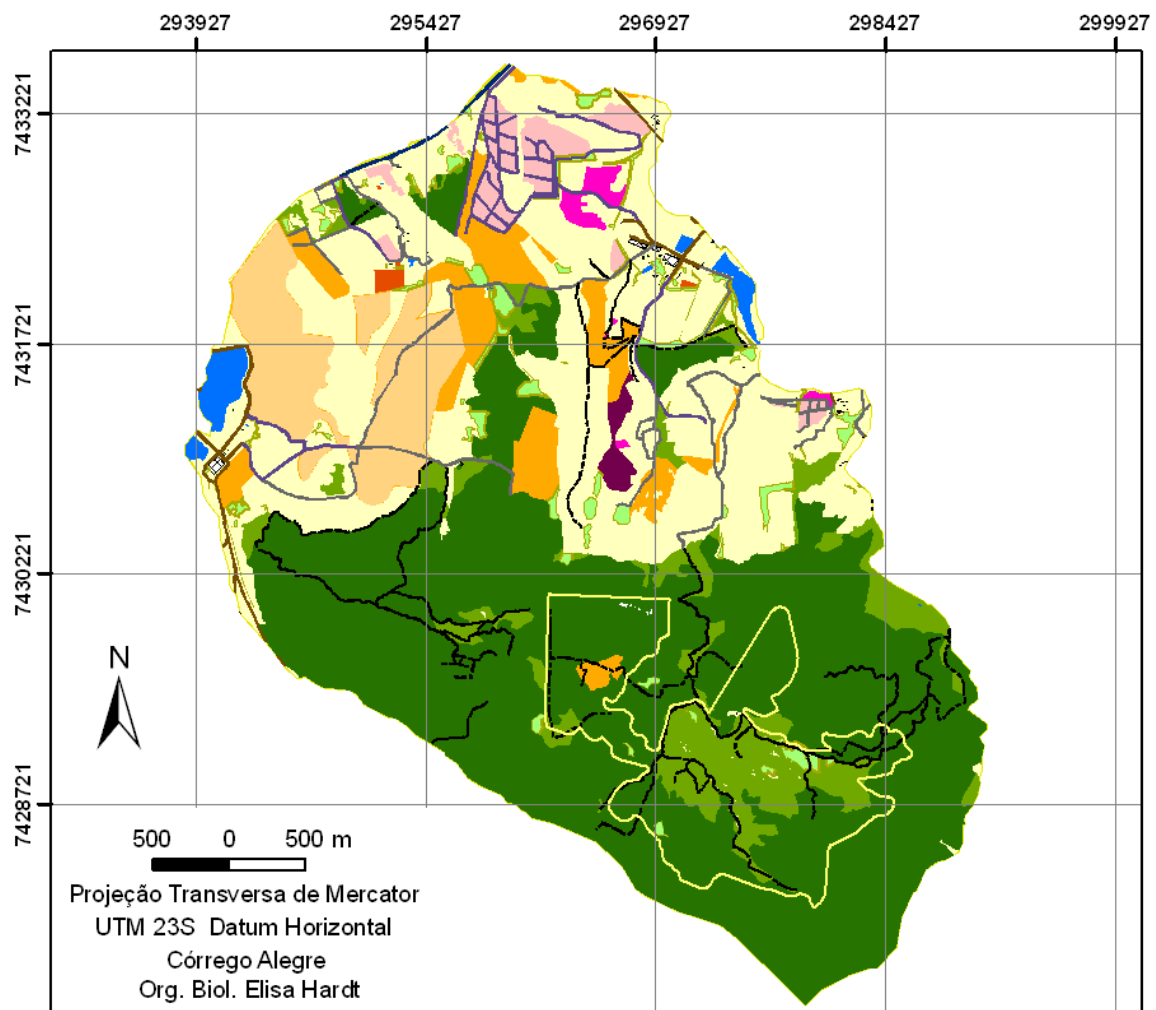


Figura 1.18. Mapa de uso e ocupação da área de influência do loteamento Ermida, antes da sua implantação, ano de 1962.

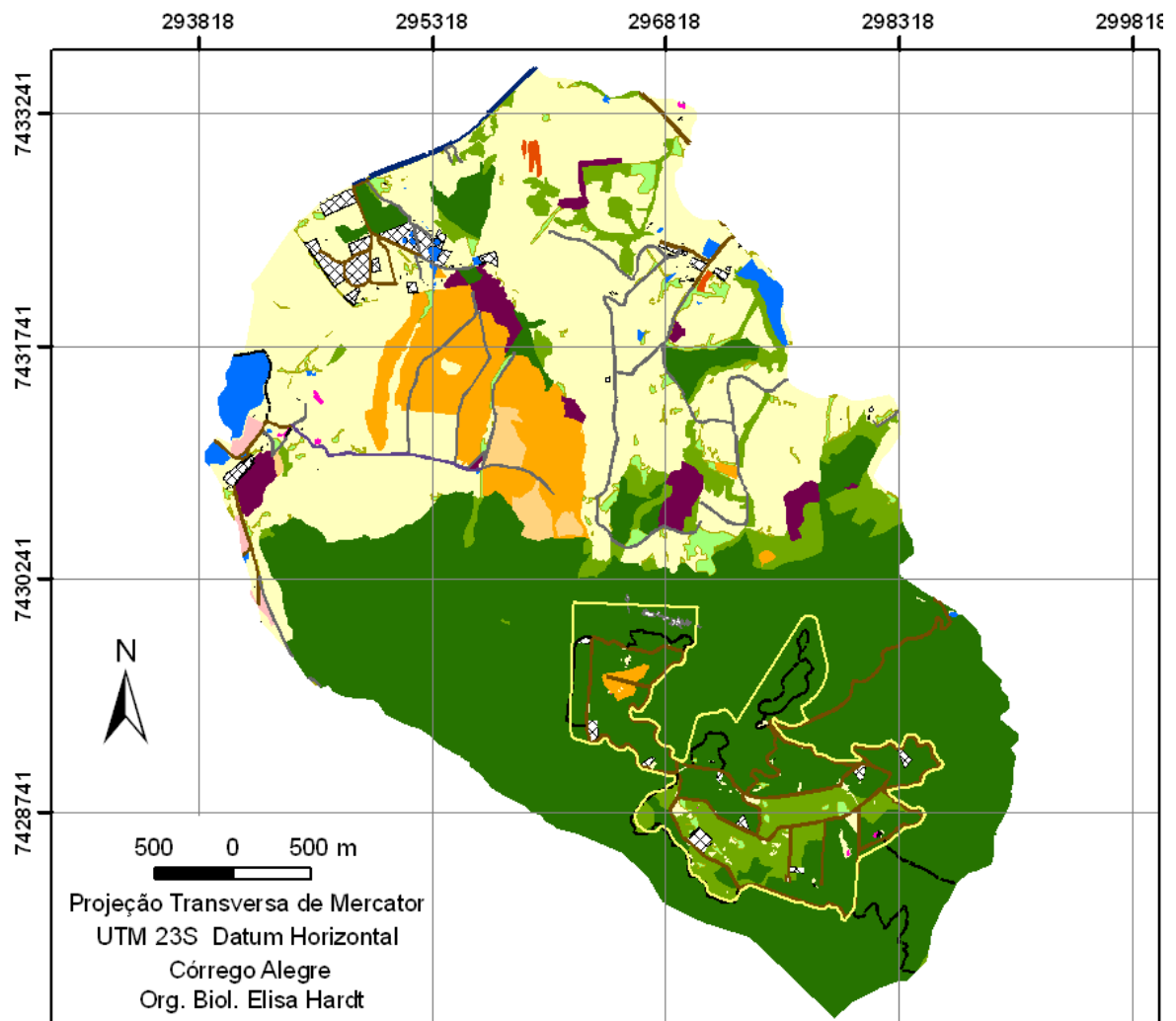


Figura 1.19. Mapa de uso e ocupação da área de influência do loteamento Ermida depois da sua implantação, ano de 1994.

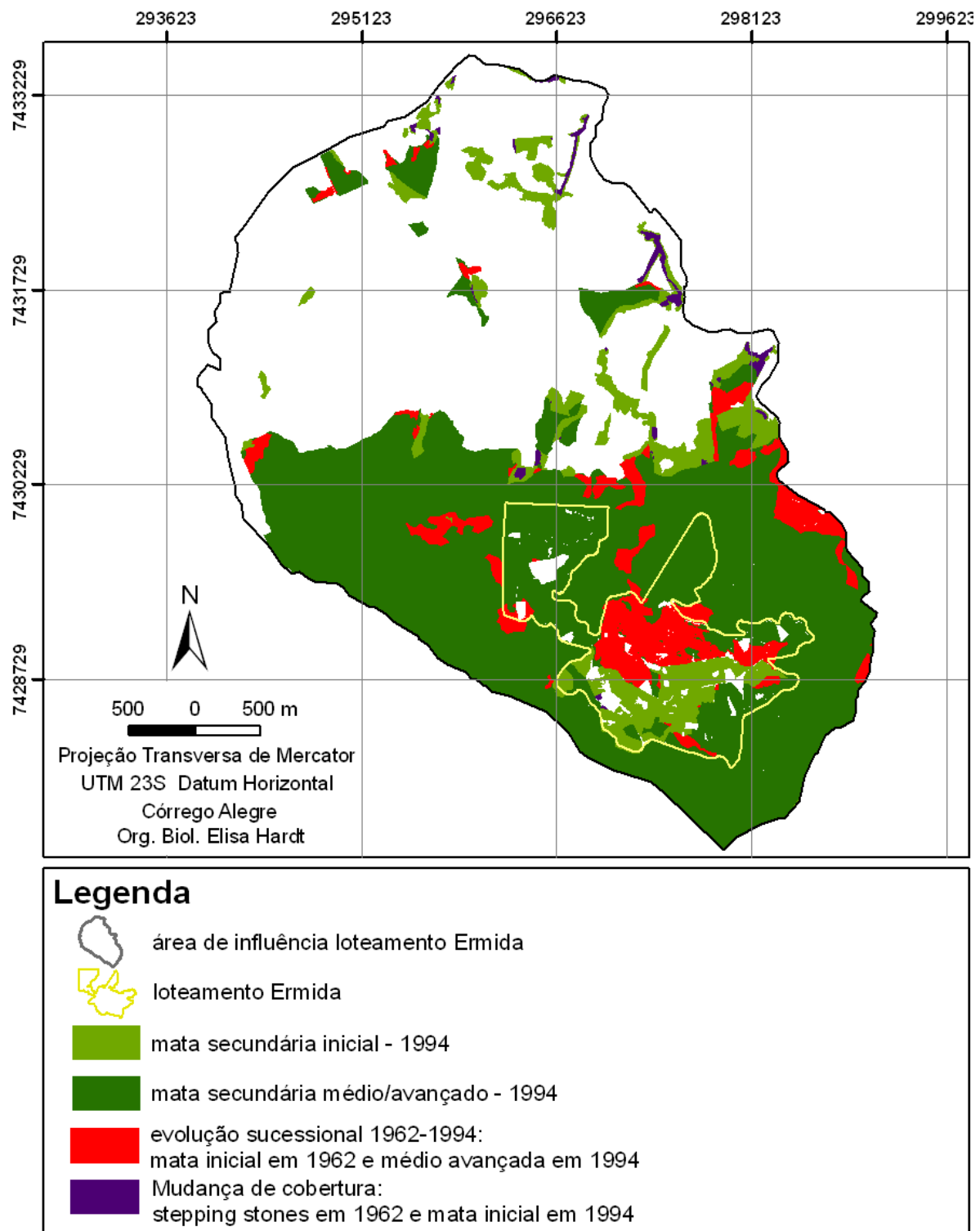


Figura 1.20. Mudanças da cobertura florestal na área de influência do loteamento Ermida, antes (1962) e depois (1994) da sua implantação.

Tabela 1.10. Uso e ocupação da área de influência do loteamento Ermida, antes (1962) e depois da sua implantação (1994).

Categoria de uso e ocupação		Área			
		1962		1994	
		(ha)	(%)	(ha)	(%)
Afloramento rochoso		0,7	0,0	0,7	0,0
Área agrícola	Preparo agricultura	39,8	2,2	4,3	0,2
	Agricultura	3,2	0,2	1,7	0,1
Campo antrópico		485,1	26,4	557,0	30,3
Lago ou represa		20,0	1,1	21,2	1,2
Mata nativa	Secundária Inicial	142,8	7,8	122,0	6,6
	Secundária médio / avançado	843,3	45,8	878,7	47,8
Ocupação urbana	Construção isolada	1,1	0,1	1,3	0,1
	Aglomerado urbano	2,1	0,1	28,1	1,5
Silvicultura	Preparo reflorestamento	121,4	6,6	17,3	0,9
	Reflorestamento puro	90,4	4,9	102,4	5,6
	Reflorestamento c/ sub-bosque	8,2	0,4	34,2	1,9
Stepping stones		48,4	2,6	47,8	2,6
Solo exposto		10,4	0,6	1,1	0,1
Sistema viário		22,5	1,2	21,5	1,2

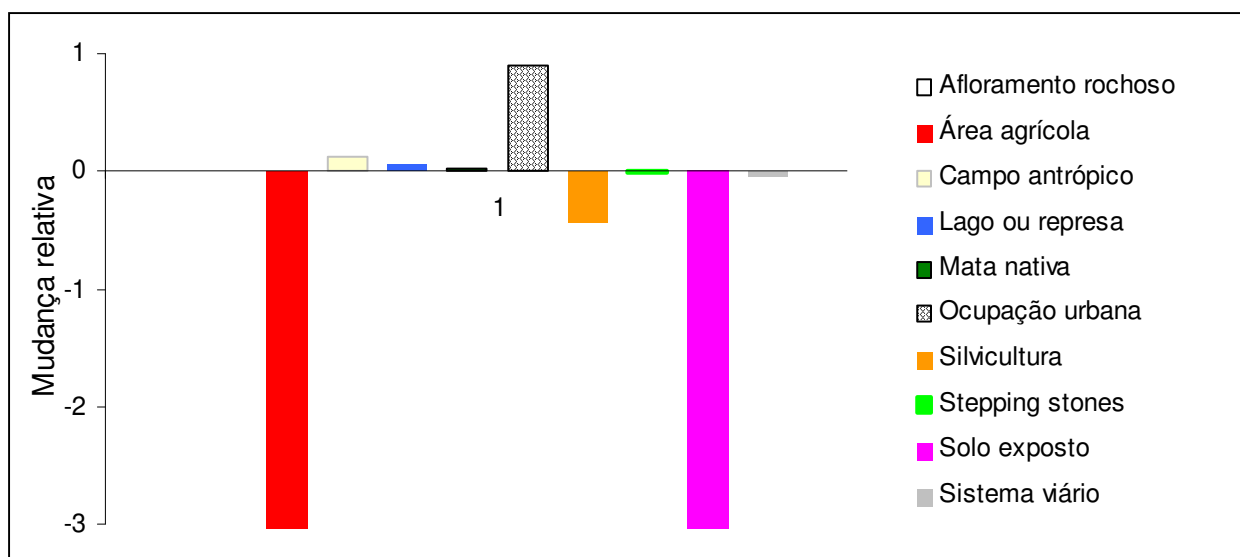


Figura 1.21. Mudança relativa no uso e na ocupação da área de influência do loteamento Ermida, antes (1962) e após (1994) sua implantação.

A comparação entre os períodos antes e depois da implantação do loteamento Ermida deixou evidente que a maior tendência de mudança na exploração dessa paisagem ocorreu em virtude das modificações trazidas pela sua implantação. Embora exista outro loteamento ao Norte co-responsável pelo aumento das áreas urbanas, o Ermida tem maior extensão, principalmente, em relação às vias de acesso (Figura 1.20), uma das principais forças motoras de mudança na paisagem.

Nesse sentido, a constatação de que o loteamento Ermida foi a principal atividade humana desencadeadora de mudança do período avaliado traz à tona a preocupação de que o estabelecimento da sua proposta original possa causar mudanças na vocação desse território em direção à urbanização em detrimento à conservação ambiental. A finalização da sua implantação, provavelmente, construiria um cenário de urbanização, com surgimento de novas manchas de mata em virtude da fragmentação. Assim, mesmo os resultados indicando pouca evidência de alteração na conectividade da paisagem, não se pode desprezar o potencial de fragmentação desse empreendimento encravado no platô de maciço florestal da Serra do Japi. Estudos como o de Silva et al. (2000) mostraram que ocupações urbanas inicialmente originadas da substituição de reflorestamentos, agriculturas e campos antrópicos se expandiram e foram responsáveis pela fragmentação e desmatamento de parcelas significativas de floresta. Dessa forma, o loteamento Ermida, que se iniciou como uma perfuração, poderia impelir, com o tempo, o processo de fragmentação da floresta. Além disso, conforme descrevem Farias et al. (2007), loteamentos, condomínios e mesmo empreendimentos ilícitos recentemente implantados podem ser mais degradantes ao ambiente quando se tornam ocupações urbanas consolidadas.

Diante disso, conclui-se que os efeitos da implantação do loteamento Ermida somados às alterações verificadas na tendência de exploração de seu entorno podem ser fatores de grande influência nas mudanças futuras desse território, e podem até mesmo influir na manutenção e na conectividade dos remanescentes de floresta da Serra do Japi. Além disso, apesar de, aparentemente, o Ermida não ter interferido negativamente na evolução do processo sucessional da floresta (Figuras 1.19 e 1.20), as perdas de habitat por perfuração representam cicatrizes ou clareiras que podem propagar efeitos de borda para a floresta adjacente, interferir nos processos naturais de erosão e modificar a dinâmica sucessional no seu entorno. Por essa razão, principalmente em virtude do loteamento situar-se em uma área de topo de morro, seriam necessários estudos detalhados de campo que permitisse não só quantificar como

também qualificar essas transformações, o que em parte foi respondido pelo levantamento do efeito de borda apresentado no Capítulo 2.

1.3.4 Diferentes cenários para o loteamento Ermida

A terceira escala de análise utilizada nesse estudo foi realizada a partir dos mapas mudanças históricas, dos cenários de conservação, e de expectativa da sociedade para o loteamento Ermida. Esses resultados foram avaliados e comparados entre si (Tabela 1.11 e Figuras 1.22 a 1.24) e construídos com base na seqüência de eventos e de informações sobre as mudanças do ambiente e da sociedade e das inter-relações de ações e conseqüências legais.

Tabela 1.11. Percentagens de uso e cobertura nos diferentes cenários do Loteamento Ermida.

Categoria de uso e ocupação	Mudanças temporais			Conservação		Expectativas			
	1962	1994	2005	Legal	Ideal	Projeto	Apase	Alt. 1	Alt. 2
Afloramento rochoso	0,3	0,3	0,3	-	-	-	-	-	-
Campo antrópico	1,3	3,0	2,3	0,4	-	20,4	22,0	8,6	4,4
Mata nativa inicial	27,6	17,6	14,7	-	-	-	-	-	-
Mata nativa média/avançada	65,7	69,0	74,3	95,3	100,0	28,8	35,9	67,4	74,3
Construção isolada	-	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-
Aglomerado urbano	-	2,7	2,7	0,5	-	43,1	36,0	18,6	18,4
Reflorestamento puro	1,9	1,7	1,7	-	-	-	-	-	-
Stepping stones	2,3	1,8	0,1	-	-	-	-	-	-
Solo exposto	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-
Via de 2a ordem	-	-	-	-	-	7,7	6,0	-	-
Via de 3a ordem	-	3,2	3,4	3,4	-	-	-	5,4	2,9
Via de 6a ordem	0,9	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-	-

Os dois cenários de conservação construídos (legal e ideal) mostraram que, sob o ponto de vista da proteção do ambiente e da manutenção dos recursos naturais, o loteamento Ermida não existiria (Figura 1.22). Isso porque mais de 95% da sua área está protegida por regulamentos ambientais e tecnicamente toda sua extensão deveria ser de floresta em função

de restrições de uso, como, por exemplo, o fato de estar localizado em uma área de relevo montanhoso, entre outras questões já apresentadas anteriormente (Tabela 1.11).

Apesar desse empreendimento ter sido aprovado em data anterior as medidas de proteção ambiental da Serra, como não existe direito adquirido em meio ambiente e por influência dessa situação extrema de tendência à conservação e da sua contextualização na expectativa de proteção da Serra do Japi, após uma seqüência de acontecimentos históricos relatados por Scarabello Filho (2005), esse empreendimento não foi concluído na sua proposta original. Mais de 30 anos depois da sua aprovação ainda é caracterizado por ocupações residenciais rarefeitas e isoladas em uma matriz florestal, conforme ilustra a Figura 1.23 com a representação das mudanças de uso e ocupação dos últimos 40 anos.

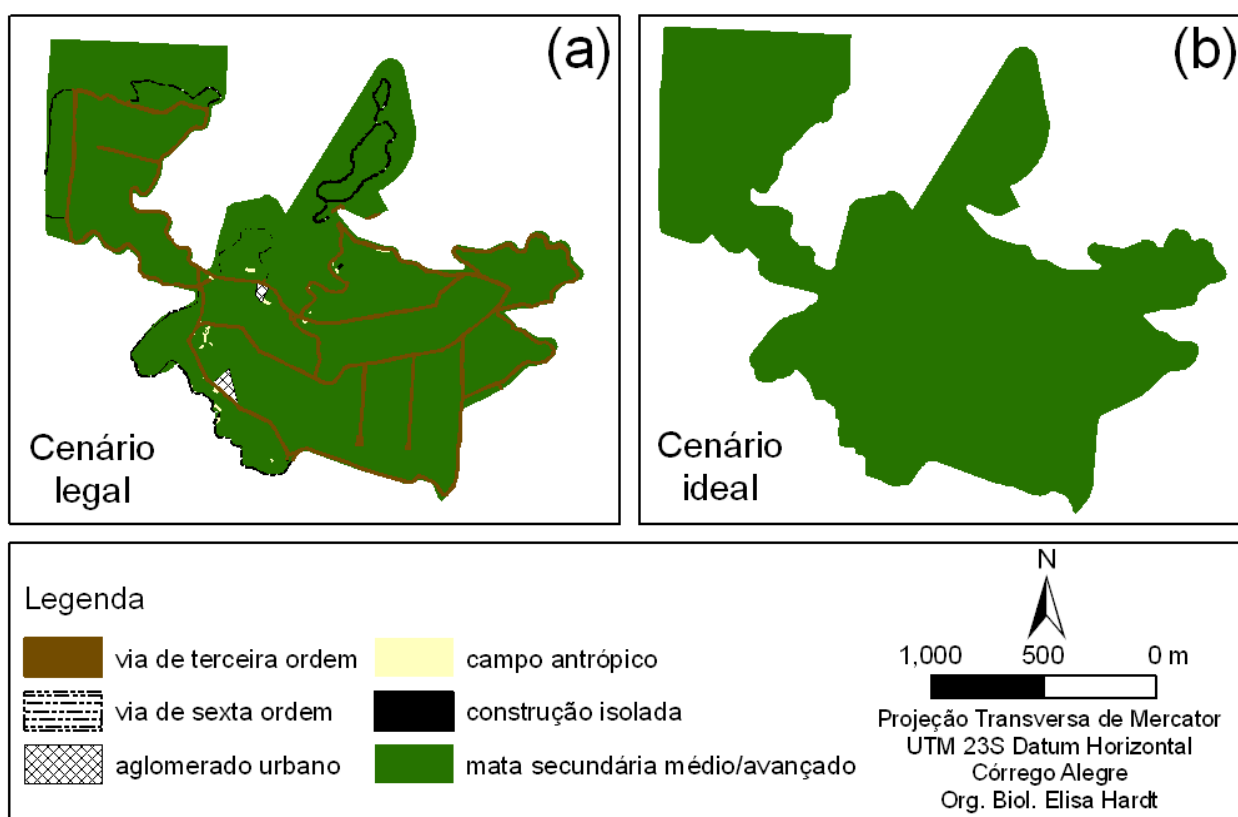


Figura 1.22. Cenários de conservação para a área do loteamento Ermida: (a) cenário legal e (b) cenário tecnicamente ideal.

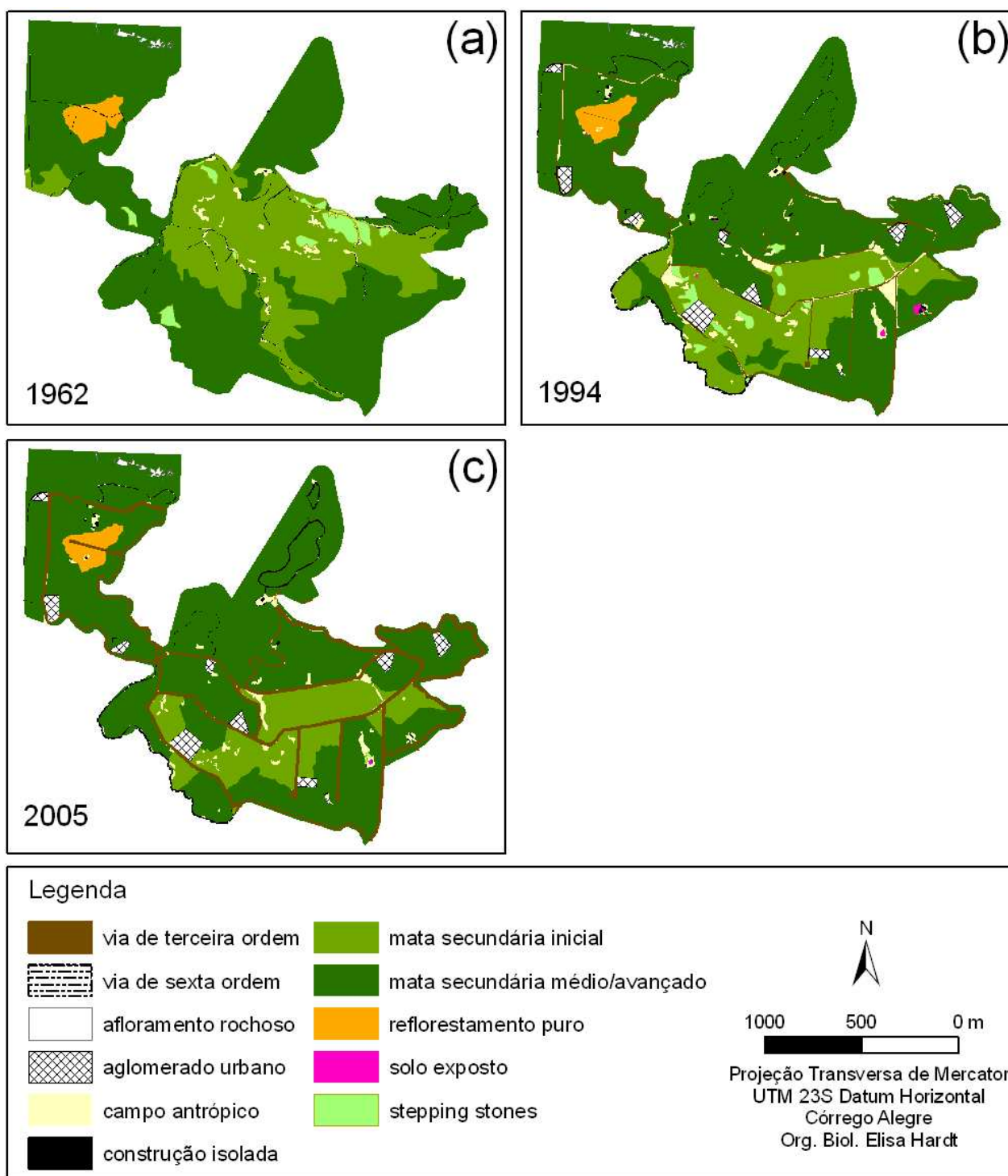


Figura 1.23. Mapa de uso e ocupação da área do loteamento Ermida nos anos de 1962 (a), 1994 (b) e 2005 (c).

A avaliação das mudanças nos limites do Ermida (Tabela 1.11 e Figura 1.23) mostrou que a implantação desse empreendimento resultou em perda de 7% da floresta que existia em

1962, boa parte dela em estágio inicial de sucessão. Por outro lado, de modo semelhante ao ocorrido em outras porções da Serra do Japi durante esse período, sua ocupação não resultou em uma barreira à evolução das florestas. Provavelmente por conta da pressão social, em 1994, alguns anos após sua implantação, houve um pequeno aumento na quantidade de florestas em estágios sucessionais mais avançados (66 para 69% da área). Esse processo continuou na década seguinte (2005), com a cobertura de 74% da área por florestas em estágios médio e avançado e, além disso, houve a ampliação das florestas em cerca de 2% em relação a 1994. O fato do loteamento não ter sido efetivado parece ter proporcionado a atenuação dos seus efeitos antrópicos e mantido o processo de recuperação natural das florestas, em parte garantida pela reduzida presença humana. Houve, na verdade, uma estagnação das forças motoras com potencial de mudança da paisagem em direção à urbanização. Componentes antrópicos como vias de acesso e aglomerados urbanos não se alteraram na última década, mantendo sua cobertura entre 3% e 4%.

Já os cenários de expectativa da sociedade apresentados na Figura 1.24 seguem em uma direção distinta do panorama atual. De modo geral, todos prevêem diminuição da cobertura de floresta nativa na medida em que idealizam o aumento no número de lotes ocupados e apenas os cenários alternativos I e II buscam diluir os efeitos negativos das ocupações ou das vias de acesso aumentando as áreas de floresta. Por isso, parecem ser as propostas de maior equilíbrio entre o interesse social e o ambiental, uma questão polêmica e causadora de grandes debates (Bensusan 2006). Em termos de quantidade de floresta, a melhor opção certamente seria o alternativo II, com cobertura de 74% da área. Mesmo porque ele propõe essa cobertura sem diminuir os 18% de ocupação antrópica prevista pelo alternativo I. No entanto, a construção desse cenário depende da redução das vias de acesso e da realocação interna de alguns lotes, o que tem certo custo social e econômico. No Capítulo 4, serão mostradas medidas da paisagem que buscam responder se esse cenário representa um diferencial para a conservação biológica da área quando comparado com os outros cenários de expectativa que, segundo Scarabello Filho (2005), representam maior valor socioeconômico para o município de Jundiá. Dessa forma, somente depois da avaliação e da comparação desses cenários por meio de indicadores do estado de conservação será possível argumentar ambientalmente a prioridade de execução de uma determinada proposta futura.

A comparação das mudanças da paisagem com os cenários de expectativas da conservação e de interesse dos grupos sociais deixou evidente que o histórico de ocupação

desse empreendimento esteve fortemente influenciado pela expectativa de conservação e de proteção legal da floresta, com manutenção de cobertura florestal acima de 80% definidos por Scarabello Filho (2005) como o padrão de máxima qualidade ambiental para esse loteamento.

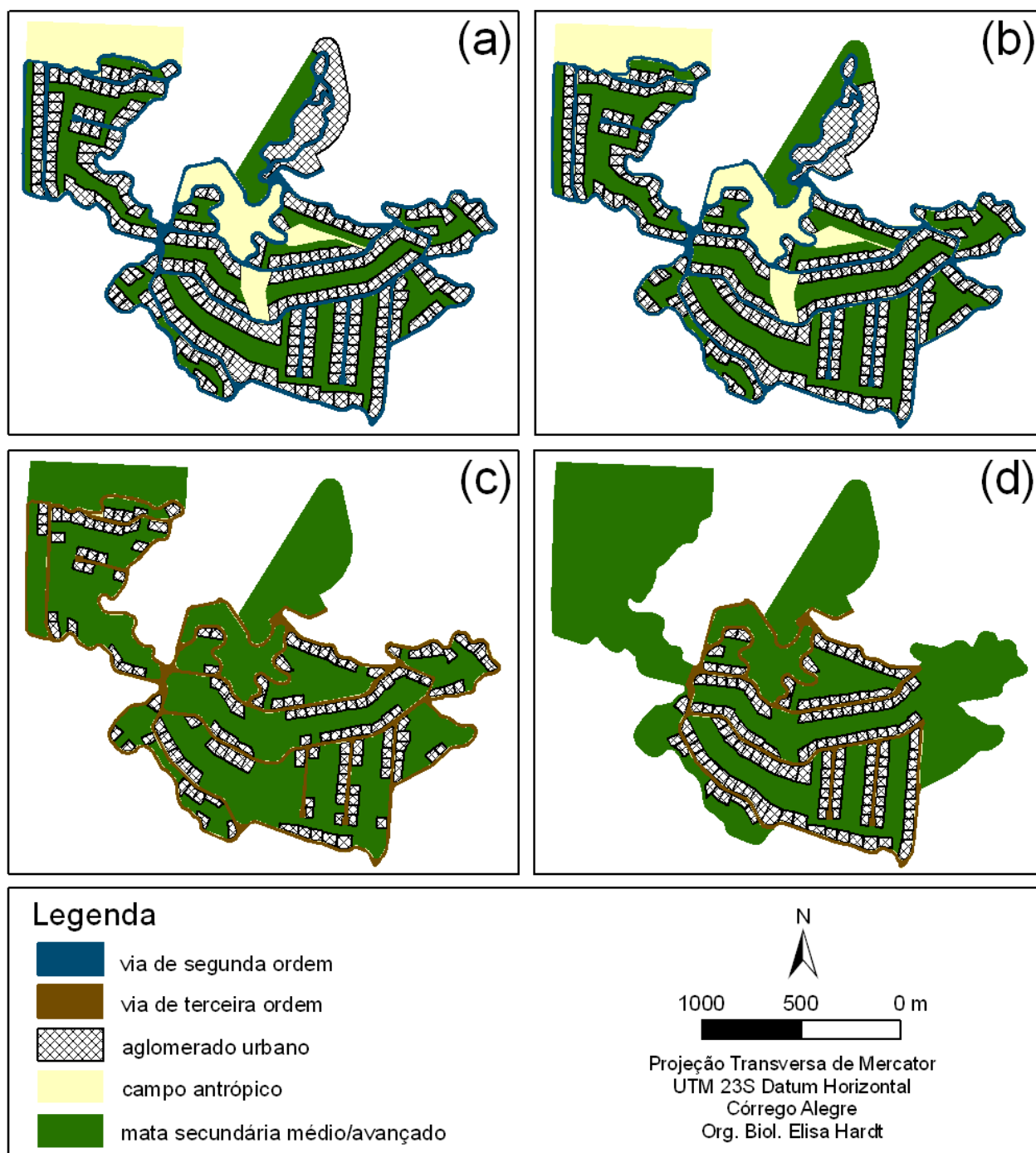


Figura 1.24. Diferentes Cenários para o Loteamento Ermida: (a) projeto inicial; (b) projeto APASE; (c) alternativo I; (d) alternativo II.

1.4 CONCLUSÕES

A formulação de cenários de diferentes direcionamentos e expectativas foi uma ferramenta bastante útil para avaliar as influências humanas sobre as mudanças e as expectativas de conservação da paisagem da Serra do Japi. Desta forma, a comparação entre eles permitiu entender as distâncias entre os mapas históricos, cenários da conservação e de exigências legais de proteção. Concluiu-se que as mudanças ocorridas nessa paisagem com proteção legal ambiental evoluíram em direção às expectativas da conservação, mas não na configuração de florestas esperada pelos atos ambientais legais. Os resultados evidenciaram que a avaliação comparada somente pela quantidade de floresta, como comumente ocorrem nos processos de decisão em planejamento, pode ser um equívoco, se não for considerada a escala de resposta, a configuração e o efeito específico das principais forças indutoras da mudança na paisagem. Também evidenciou que, apesar de aparentemente semelhantes, os cenários legal e tecnicamente idealizado são distintos entre si em diversos aspectos, provavelmente em função das leis de proteção ambiental não terem como foco a conservação da biodiversidade como, por exemplo, o Código Florestal que foi instituído para proteger a floresta com a intenção de controle de erosão, de enchentes, de deslizamentos de encostas e da poluição das águas.

Essas considerações evidenciam que a construção desses cenários fornece a possibilidade de auxiliar a tomada de decisão em processos participativos, pois explicitam as diferenças de contexto e espaço. A espacialização das expectativas associada aos outros cenários pode conduzir a elaboração de cenários consensuais que busquem estabelecer a conservação ambiental e sua partilha social. Assim, a comparação dos efeitos sobre a conservação florestal das diferentes expectativas pode ser uma forma de apontar sugestões e correções em projetos de ocupação antrópica que nem sempre resultam em mudança significativa do interesse de ganho socioeconômico.

1.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTROP, M. Why landscapes in the past are important for the future. **Landscape and Urban Planning**, v.70, p.21-34, 2005.

BATISTA, E.R.; SANTOS, R.F.; SANTOS, M.A. Construção e análise de cenários de paisagem em área do Parque Nacional da Serra da Bocaina. **Revista Árvore**, v.33, n.6, p.1095-1108, 2009.

BEGON, M.; TOWNSEND, C.R.; HARPER, J.L. **Ecology**: from individuals to ecosystems. 4.ed. Oxford: Blackwell Publishing, 2006.

BENSUSAN, N. **Conservação da biodiversidade em áreas protegidas**. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2006. 176p.

BERTOLO, L.S.; LIMA, G.T.N.P.; SANTOS, R.F. Spatio-temporal change indexes to identify the historical evolution in a coastal region – case study: São Sebastião Island-SP. **Brazilian Journal of Oceanograph**. (no prelo)

BRASIL. Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, v.138, 19 jul. 2000. Seção 1, p.1-6.

BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Instituiu o Novo Código Florestal. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 set. 1965.

BÜRG, M.; HERSPERGER, A.; SCHNEEBERGER, N. Driving forces of landscape change: current and new directions. **Landscape Ecology**, v.8, p.857-868, 2004.

CONSELHO DE DEFESA DO PATRIMÔNIO HISTÓRICO, ARTÍSTICO, ARQUITETÔNICO E TURÍSTICO - CONDEPHAAT. Resolução nº 11, de 8 de março de 1983. Tombamento da serra do Japi, Guaxinduva e Jaguacoara. Diário Oficial do Estado de São Paulo.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 302, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 mai. 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 13 mai. 2002.

DRAMSTAD, W.E.; OLSON, J.D.; FORMAN, R.T.T. **Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning**. Washington: Island press, 1996.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY – EEA. Scenarios as tools for international environmental assessments: experts' comer report, prospects and scenarios n. 5. **Environmental issue report**, Copenhagen, n.24, 2001.

EVANS, T.P.; MUNROE, D.K.; PARKER, D.C. Modelando mudanças de cobertura e uso da terra: explorando a dinâmica de relações homem-ambiente. In: MORAN, E.F.; OSTON, E. (Org.). **Ecosistemas florestais: interação homem-ambiente**. São Paulo: Editora SENAC e EDUSP, 2009. p.237-261.

FARIAS, M.F.R. et al. Mapeamento de uso e ocupação do solo e detecção dos impactos ambientais utilizando imagens ASTER na bacia hidrográfica do Córrego do Atoleiro – Distrito Federal. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 2007, Florianópolis. **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Florianópolis: INPE, 2007. p.3861-3868.

FARINA, A. **Principles and methods in landscape ecology**: towards a science of landscape. Dofrecht: Springer Verlag, 2007.

FARINA, A. The landscape as a semiotic interface between organisms and resources. **Biosemiotics**, v.1, n.1, p.75-83, 2008.

Forman, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. 605p.

GALLOPIN, G.C.; RASKIN, P. Windows on the future: global scenarios and sustentability. **Environment**, v.40, n.3, p.6-12, 1998.

GIRARDI, A.C.; SANTOS, R.F.; MANTOVANI, W. Subsídios metodológicos para o planejamento e gestão de restingas - estudo de caso - Bertioga, SP. In: MANTOVANI, W. (Org.). **Caminhos de uma ciência ambiental**. São Paulo: Annablume Editora, 2005. p.321-344.

GOMES, L.J.; CARMO, M.S.; SANTOS, R.F. Conflitos de Interesses em Unidades de Conservação do Município de Parati, Estado do Rio de Janeiro. **Informações Econômicas**, v.34, p.17-27, 2004.

HAINES-YOUNG, R. Landscape pattern and context and process. In: J. Wiens & M. Moss (eds.). **Issues and perspectives in landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.103-111

HARDT, E.; SANTOS, R.F.; PEREIRA-SILVA, E.F.L. Conservação e mudança ao longo de 40 anos da Serra do Japi. In: INSTITUTO SERRA DO JAPI (Org.). **Na trilha de Proteção do Japi: o próximo passo**. Jundiaí: Instituto Serra do Japi, 2009. p.243-252.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Special report on emissions scenarios**. Summary for Policymakers, Cambridge: Cambridge University Press, 2000.

JUNDIAÍ (Município). Decreto nº 13.196, de 30 de dezembro de 1992. Regulamentação da criação da Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi. Publicada e registrada na Secretaria Municipal de Negócios Jurídicos da Prefeitura do Município de Jundiaí, 30 dez. 1991.

JUNDIAÍ (Município). Lei Complementar nº 417, de 29 de dezembro de 2004. Cria o Sistema de Proteção das Áreas da Serra do Japi; e revoga dispositivos do Plano Diretor. Publicada e registrada na Secretaria Municipal de Negócios Jurídicos da Prefeitura do Município de Jundiaí, 29 dez. 2004.

JUNDIAÍ (Município). Lei nº 3.672, de 10 de janeiro de 1991. Cria a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi. Publicada e registrada na Secretaria Municipal de Negócios Jurídicos da Prefeitura do Município de Jundiaí, 10 jan. 1991.

LINDERMAYER, D.B.; FISHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis**. Washington: Island Press, 2006.

MARGULES, C. Conservation planning at the landscape scale. In: WIENS, J.; MOSS, M. (Eds.). **Issues and perspectives in landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.230-237.

METZGER, J.P. O que é ecologia da paisagem? **Biota Neotrópica**, v.1, n.1, p.1-9, 2001.

RANDOLPH, J. **Environmental land use planning and management**. Washington: Island Press, 2004.

RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003.

SANTOS, R.F. **Planejamento ambiental**: teoria e prática. São Paulo: Oficina de textos, 2004.

SANTOS, M.A.; SANTOS, R.F. Aplicación de índices de cambios para evaluación de las alteraciones en el uso de las tierras. Instituto de Geografía. **Investigaciones Geográficas**, v.42, p.163-175, 2007.

SÃO PAULO (Estado). Decreto nº 43.284, de 03 de julho de 1998. Regulamenta as Leis nºs 4.023, de 22 de maio de 1984, e nº 4.095, de 12 de junho de 1984, que declaram áreas de proteção ambiental as regiões urbanas e rurais dos Municípios de Cabreúva e Jundiáí, respectivamente, e dá providências correlatas. Publicado na Secretaria de Estado do Governo e Gestão Estratégica, 3 jul. 1998.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 4.023, de 22 de março de 1984. Declara área de proteção ambiental a região urbana e rural do Município de Cabreúva. Diário Oficial do Estado de São Paulo, v. 96, n. 4, 07 jan. 1986.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 4.095, de junho de 1984. Declara Área de Proteção Ambiental a região urbana e rural do Município de Jundiáí. Diário Oficial do Estado de São Paulo.

SCARABELLO FILHO, S. **O artífice e a ferramenta**: a participação pública na gestão ambiental - áreas da Serra do Japi - Jundiáí/SP. 2005. 277p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

SILVA, D.A.; CAVALHEIRO, F.; KANASHIRO, M.M. Evolução do uso e ocupação da terra no entorno dos parques estaduais da Cantareira e Alberto Löffgren. In: Fórum de debates em ecologia da paisagem e planejamento ambiental - riscos ambientais nos trópicos úmidos: movimentos de massa e inundações, Rio Claro, 2000. **Anais do fórum de debates em ecologia da paisagem e planejamento ambiental**. Rio Claro: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2000.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. **Landscape ecology in theory and practice**: pattern and process. New York: Springer-Verlag, 2001.

VALLECILLO, S.; BROTONS, L.; THUILLER, W. Dangers of predicting bird species distributions in response to land-cover changes. **Ecological Applications**, v.19, n.2, p.538-549, 2009.

VAN EETVELDE, V.; ANTROP, M. Changing meaning of characteristic settlement types in rural landscapes due to urbanisation: examples around the city of Ghent, Flanders. In: BORN, K.M. (Ed.). **European Rural Future: landscape as an interface**. Berlin/Brandenburg: Freie Universität Berlin, 2006. p.66-66.

VASCONCELLOS NETO, J.; POLLI, P. Por que conservar a Serra do Japi? In: INSTITUTO SERRA DO JAPI (Org.). **Na trilha de Proteção do Japi: o próximo passo**. Jundiaí: Instituto Serra do Japi, 2009. p.253-290.

WU, J.; HOBBS, R.J. Landscape ecology: the state of the science. In: _____. **Key topics in landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p.271-28

CAPÍTULO 2

INDICADORES DE EFEITO DE BORDA E TIPO DE VIZINHANÇA EM UMA FLORESTA TROPICAL DE ALTITUDE

2.1 INTRODUÇÃO

A maior parte dos remanescentes florestais da Mata Atlântica brasileira possui algum tipo de distúrbio, resultante dos 500 anos de história de um processo contínuo de fragmentação. Uma das consequências de maior impacto desse processo é o estabelecimento de uma extensão de borda de floresta com estrutura e dinâmica diferenciadas e condicionadas aos fatores abióticos e bióticos, de influência direta ou indireta (Murcia 1995; Kremsater & Bunnell 1999; Nascimento & Laurence 2006; Lindenmayer & Fischer 2006).

As bordas podem ser entendidas como limites naturais entre ecossistemas ou como limites antrópicos. Em bordas naturais, caracterizadas como zonas de transição ou ecótonos, as comunidades adjacentes possuem seu conjunto característico de espécies acrescido daquelas pertencentes à outra comunidade, existindo, portanto, uma sobreposição de espécies que buscam condições e recursos em uma situação de equilíbrio (Gates & Gysel 1978). Por outro lado, bordas criadas pela ação humana estabelecem influências negativas adjacentes, que afetam a densidade e a composição das comunidades vegetais que podem levar a alterações na riqueza (Marchand & Houle 2006), diversidade (Tabanez et al. 1997), abundância (Williams-Linera 1990), mortalidade (Ferreira & Laurance 1997), dinâmica sucessional (Laurance et al. 1998; Nascimento & Laurance 2006), densidade de cipós (Laurance et al. 2001) entre outros tipos de desequilíbrios.

A literatura evidencia que existem diferentes respostas de efeito de borda, muito provavelmente relacionadas aos tipos de fitocenoses ou de perturbação antrópica. Algumas dessas respostas podem ser brandas, evidenciando mudanças graduais dos efeitos diretos e indiretos que permitem a identificação de comportamentos comuns, enquanto outras podem ser fortes, permitindo a identificação de contrastes marcantes entre ambientes circunvizinhos que podem não possuir uma tendência ou resposta padrão quanto ao comportamento (Forman 1995; Harper et al. 2005). No entanto, definir a extensão e a intensidade do efeito de borda de uma ocupação antrópica sobre as áreas de floresta nem sempre são visuais e de fácil avaliação, principalmente em florestas tropicais brasileiras, cujos efeitos não são bem conhecidos.

Para o melhor entendimento dessas relações de vizinhança, o efeito de borda deve ser interpretado quanto à sua multiplicidade de larguras de borda, não podendo ser atribuída uma única dimensão ao efeito, mas diferentes bordas de larguras específicas (Rodrigues 1998b). Outro aspecto importante é a monotonicidade ou não-monotonicidade do efeito, em que aspectos bióticos e abióticos tendem ou não a sofrer menores efeitos quanto mais distantes da borda (Laurance 1997). A existência de efeitos não-monotônicos é um problema para a determinação da exata extensão de borda (Rodrigues 1998b), o que conduz a necessidade de ampliação das investigações de variáveis com esse tipo de comportamento. Além disso, deve-se considerar que o efeito da distância de borda depende significativamente do tipo de floresta (Wuyts et al. 2008) e da idade da borda (Burgess & Sharpe 1981; Numata et al. 2009).

Os trabalhos de efeito de borda avaliam uma variedade de indicadores, mas em geral, todos buscam a escolha de indicadores que expressem uma extensão. Rodrigues (1998a) estabeleceu uma largura de 35 m a partir da borda para a composição de espécies arbóreas em 19 fragmentos florestais em uma matriz antrópica. Spangenberg & Kölling (2004) definiram uma largura de efeito de borda entre 50 e 150 m estudando a concentração de íons no solo de florestas localizadas em zonas com elevada poluição atmosférica. Segundo Malmivaara-Lämsä et al. (2008), a biomassa microbiana e sua atividade são 30-45% mais baixos nos primeiros 20 m de borda em fragmentos florestais urbanos. Laurance (2008) sugeriu que as comunidades de fungos sofrem maior influência do efeito de borda nos primeiros 25 m de distância da abertura de estradas. Estes trabalhos têm diferentes enfoques e a maioria não se relaciona diretamente com a influência da vizinhança. Porém, a resposta sobre essa relação é muito importante no planejamento de paisagens afetadas por esse efeito, principalmente em regiões fortemente

fragmentadas, que exigem manejo integrado entre os diversos fragmentos florestais. A caracterização e o mapeamento das influências de vizinhança podem se apresentar como um importante instrumento para o desenho de ações futuras, dessa forma, este estudo parte do pressuposto que a fronteira entre floresta e núcleo urbano, mesmo em concentração humana pequena e rarefeita, resulta em um efeito de borda distinto, em magnitude e extensão, de uma fronteira entre fragmentos florestais.

2.1.1 Objetivo

O objetivo deste capítulo foi investigar se o efeito de borda em Floresta Tropical de Altitude é específico ao tipo de vizinhança e se está relacionado com os indicadores desse efeito. Se essas relações forem verdadeiras, deve haver uma correspondência entre o tipo e os fatores que se alteram na borda dessa floresta e, por isso, as propostas de conservação e manejo também devem ser distintas.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Áreas de estudo

As avaliações de borda foram realizadas na Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi (RBMSJ) em dois trechos de floresta (Figura 2.1), um vizinho ao loteamento “Chácaras Serra da Ermida” (área foco) e outro adjacente à uma área de floresta nativa ausente de interferências antrópicas (área de referência). A RBMSJ, com 2.071 ha, localiza-se no município de Jundiaí e faz parte de um trecho contínuo de Mata Atlântica protegida com 82.700 ha. Trata-se de uma área de relevo montanhoso, com Floresta Estacional Semidecídua de Altitude acima dos 1.100 m (Leitão-Filho 1992), temperaturas médias anuais estão entre 15,7 °C e 19,2 °C e precipitação média em torno de 41 mm/mês, nos meses secos, e 250 mm/mês, nos meses chuvosos (Pinto 1992).

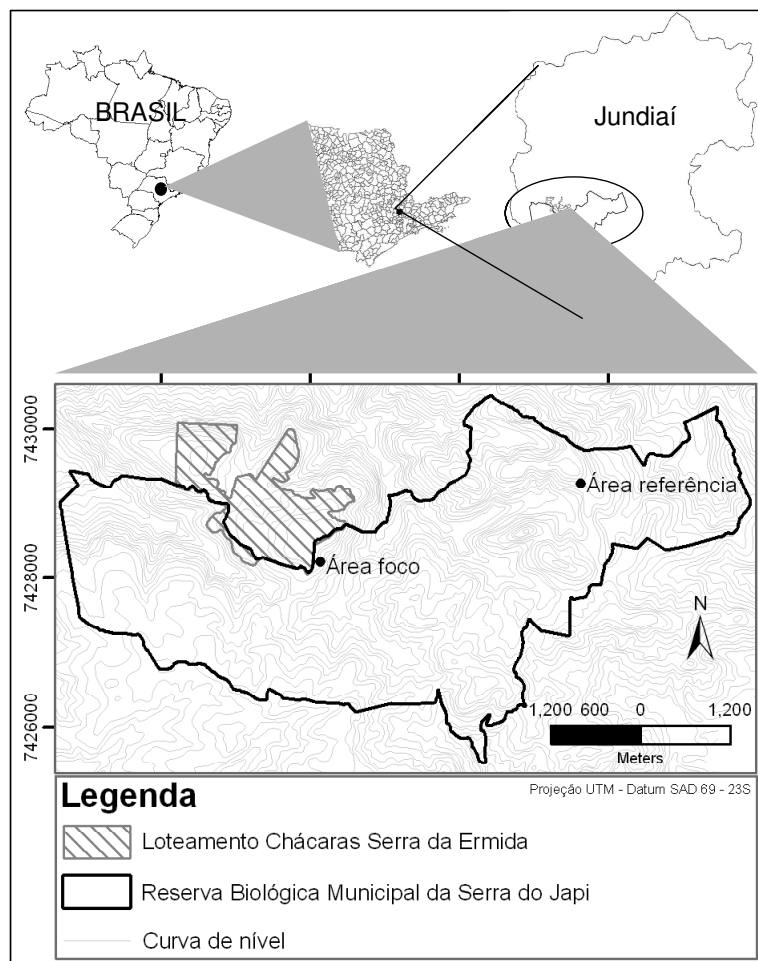


Figura 2.1. Áreas de estudo na Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi.

O loteamento "Chácaras Serra da Ermida" é uma área de 248 ha, que em 1970 foi subdividida em 251 pequenas propriedades rurais de 5.000 m² (143 ha), um hotel (23 ha) e um extenso sistema rodoviário. Atualmente, esse loteamento está pouco habitado, com apenas 16 residências e outras propriedades que foram tomadas pela floresta secundária inicial ou intermediária. Esta situação foi resultado das leis ambientais, das pressões governamentais e sociais sobre os proprietários, alegando que sua vizinhança pode causar danos à Reserva Biológica vizinha ao empreendimento.

A seleção das áreas de borda foi feita com o auxílio de fotos aéreas e de pontos de controle obtidos com receptor GPS em campo. Os dois trechos selecionados são semelhantes: estão cobertos por vegetação do tipo Estacional Semidecídua de Altitude a 1180 m de altitude, têm mesma orientação Leste-Oeste e estão segmentados em duas porções vizinhas por via de acesso de largura entre 5-10 m.

2.2.2 Seleção de indicadores

A partir de diversos trabalhos sobre efeito de borda foram selecionados 20 indicadores de efeitos bióticos e abióticos organizados numa cadeia de efeitos, conforme Harper et al. (2005), que propõe a classificação do indicador de acordo com o processo, a estrutura ou a composição de paisagens florestais (Figura 2.2).

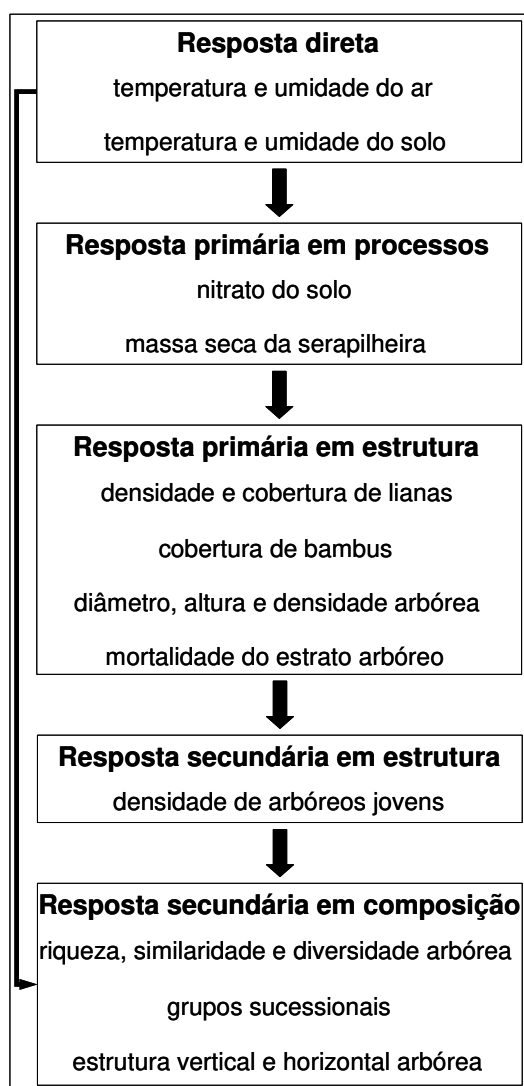
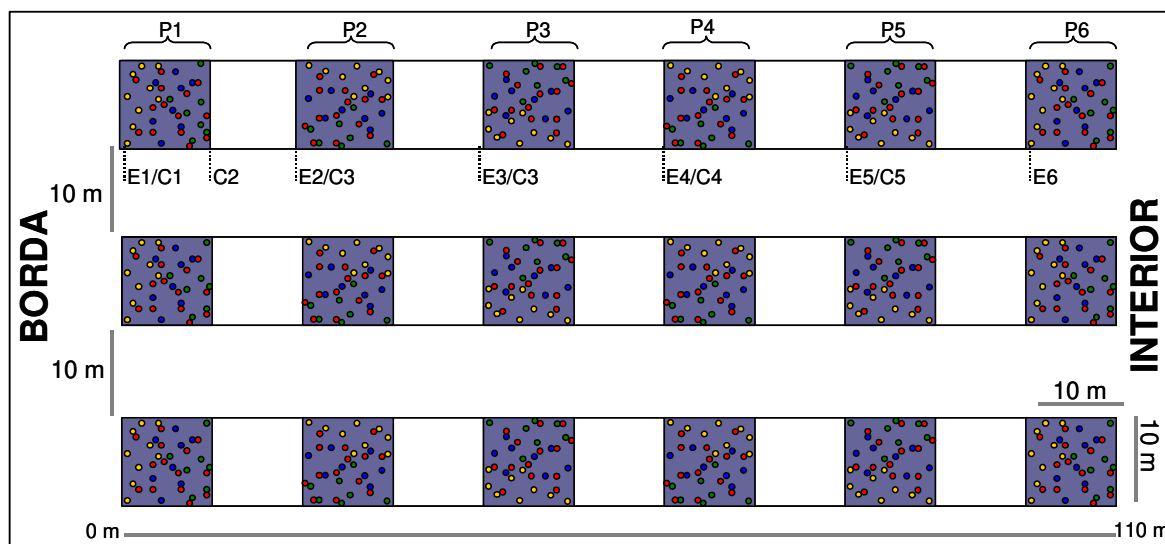


Figura 2.2. Indicadores de efeito de borda organizados em processo, estrutura e composição de florestas, conforme Harper et al. (2005), modificado.

2.2.3 Coleta de dados

Em cada área estudada foram demarcadas três transecções de 110 x 10 m no sentido borda-interior de mesma orientação leste-oeste, paralelas e separadas entre si por intervalos de 10 m. Entre os meses de novembro a dezembro de 2007, foram realizadas análises de variáveis do solo (incluindo serapilheira) a cada 10 m e de variáveis climáticas nas distâncias de 0, 10, 20, 40, 60 e 80 m de cada transecto. No mesmo período, foram avaliados indicadores bióticos em um total de 36 parcelas (6 parcelas/transecto) de 100 m² (10 X 10 m), dispostas alternadamente no transecto (Figura 2.3).



Coleta de dados: P = parcela/bióticos; S = edáficos; C = climáticos

Figura 2.3. Disposição dos transectos e das parcelas de amostragem na avaliação do efeito de borda nas duas áreas selecionadas.

As variáveis climáticas, temperatura e umidade do ar, foram obtidas por meio de sensores do *Mini Data Loggers* de registros contínuos mantidos a um metro de altura do solo entre as 10:00 h da manhã e as 15:00 h da tarde nas distâncias anteriormente mencionadas.

A temperatura do solo foi medida em campo a 5 cm de profundidade, entre 07:00 e 09:00 h da manhã, e a umidade relativa estimada em balança determinadora de umidade por infra-vermelho a partir de amostras de solo coletadas a 30 cm de profundidade. Os teores de

nitrato do solo foram obtidos pelo método de sacos de resina de troca iônica (Stewart et al. 1993), que eram colocados a 5 cm de profundidade por sete dias. Após esse intervalo de tempo, a resina era lavada em KCl 2N e o eluente era submetido a nitração de ácido salicílico com posterior leitura em espectrofotômetro a 410 nm. A serapilheira foi coletada com o auxílio de um gabarito metálico de dimensão de 30 X 30 cm e colocadas para secar em sacos de papel em estufa a 50 °C até que seu peso estabilizasse.

Em cada parcela foram amostrados e espacializados: a) todos os indivíduos eretos, incluindo troncos de árvores mortas, com diâmetro à altura do peito (DAP) > 2 cm; b) os pontos de inserção das lianas no solo, considerando como um indivíduo aqueles com diâmetro à altura do solo (DAS) > 0,6 cm; c) todos indivíduos com DAP < 2 cm foram contados. Foram anotados o número de estratos da floresta, de cobertura (%) do dossel da floresta, de lianas e de bambus. Ramos férteis foram coletados para a produção de exsiccatas que foram depositadas no Herbário UEC (Campinas, BR). Alguns espécimes de Myrtaceae foram identificados pelo especialista Dr. Marcos E.G. Sobral.

2.2.4 Tratamento dos dados

No estudo da composição do estrato arbóreo foram calculados índices de diversidade de Shannon - H' , de equabilidade de Pielou - E' e de similaridade de Jaccard - IS_J , descritos em Brower & Zar (1984). A partir da matriz de valores de similaridade foram produzidos dendrogramas por agrupamento hierárquica de proximidade com coeficiente de Jaccard e aglomeração por linkagem completa no *software* XStat.

A análise da estrutura vertical e horizontal da composição de espécies do estrato arbóreo foi baseada em Scolforo (1998) e Hosokawa et al. (1998). As dez espécies de maior contribuição vertical e horizontal em cada área foram organizadas em dois grupos sucessionais de P (Pioneiro) e NP (Não-Pioneiro) conforme a Resolução SMA nº 8 (2008)³.

³ Resolução SMA nº 8 de Janeiro de 2008. Secretaria de meio ambiente do Estado de São Paulo fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas.

Foram feitas análises do comportamento das variáveis com testes de regressão no software MINITAB, função “Fitted line plot” ($\alpha = 0,1$). Também foram aplicadas análises do tipo ANOVA com a função “General Linear Model” (GLM), com teste de Tuckey *a posteriori*. Em alguns casos, ao comparar duas médias de amostras independentes, foi aplicado Teste t “two sample”. Essas análises permitiram avaliar os padrões de borda e verificar as diferenças significativas entre as distâncias de 0 a 110 m da borda para o interior de cada fragmento em análise. A homocedasticidade e a normalidade foram garantidas pela avaliação dos resíduos da amostra, com a aplicação de teste de Kolmogorov-Smirnov para a normalidade.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação do conjunto de indicadores selecionados para esse estudo concordaram com os resultados da literatura, ou seja, de que não existe uma medida de extensão de borda única. Cada variável medida teve uma largura de borda específica, com maior amplitude de variação na borda de vizinhança antropizada. Na borda Referência (BR), a largura foi definida entre 40 e 60 m, enquanto na borda junto ao Loteamento (BL) foi estabelecida uma largura bastante variável, com mínima de 20 e máxima 100 m. Apesar dessa diferença de respostas, a comparação entre a mediana das extensões de efeito de borda medidas para BR (60 m) e BL (70 m) não apontou variação significativa.

Se por um lado conclui-se que as extensões de borda das duas áreas, obtidas com base no mesmo conjunto de indicadores, são semelhantes, por outro, a comparação deve ser feita com cautela, pelo fato dessas medidas terem sido resultantes de indicadores diferentes. Os resultados mostraram uma relação entre a vizinhança da borda e a resposta do tipo de efeito definido com base na proposta de Harper et al. (2005). Essa afirmação é feita porque os indicadores de efeitos de resposta na composição mostraram largura de borda apenas para BR, enquanto que os indicadores de efeitos de resposta na estrutura foram eficazes apenas nas medidas de borda para BL.

2.3.1 Efeitos de resposta secundária em composição

Os resultados sugerem que os indicadores de composição são satisfatórios na avaliação do efeito de borda entre áreas naturais de florestas, como é o caso da BR, mas insatisfatório na eficiência em medir alterações na composição de espécies de borda em áreas sob influência antrópica, pelo menos nos 110 primeiros metros da borda da floresta.

Apesar das duas áreas serem influenciadas pelos efeitos positivos da matriz florestal da Serra do Japi e não sofrerem efeitos deletérios de práticas de uso da terra e pressões antrópicas intensas, a BL aparenta sinais de desestruturação quando comparada a BR. Na BL os efeitos de resposta primária em estrutura foram mais intensos e podem ter gerado efeitos negativos na composição. Esses efeitos explicariam o comportamento não-monotônico das variáveis de respostas secundárias na composição, que impediram uma definição estatística de largura de borda para BL (Figuras 2.4 e 2.5).

As tendências, crescente ou decrescente, de efeitos na composição observados para BR facilitaram a indicação de larguras de borda, ao passo que a ocorrência de oscilações dos valores da BL inviabilizou essas medidas. Segundo Rodrigues (1998a), é possível que os valores de largura de efeito de borda não-monotônicos sejam maiores do que o esperado, isso porque somente um dos lados da curva estaria sendo considerado. Com isso, a definição de uma largura de borda para variáveis não-monotônicas está condicionada às investigações de longo prazo (Harper et al. 2005) e, no caso da BL, condicionada às extensões superiores aos 110 m avaliados, quando seria possível determinar um ponto de estabilização do comportamento não-monotônico.

No levantamento florístico foram identificadas 149 espécies arbóreas, 95 espécies arbóreas na BR e 86 na BL. Outras 13 espécies foram registradas fora dos transectos através de levantamento expedito complementar. Foram registradas 44 famílias, sendo cinco delas com maior riqueza: Myrtaceae (28 espécies – 18%), Lauraceae (17 espécies – 11%), Rubiaceae (10 espécies – 7%) e Asteraceae (9 espécies – 6%) (Anexo 1). Embora ocorra um número equivalente no total de espécies, a análise da sua distribuição ao longo dos transectos mostrou diferenças significativas. A distribuição da riqueza de espécies nas parcelas da BR teve comportamento linear decrescente no sentido borda-interior (Figura 2.5a), com cerca de 60 m

de comprimento de efeito de borda (t-test, $p = 0,06$). Existem muitas variáveis que influenciam a riqueza arbórea, como os fatores edáficos, a ausência ou o excesso de nutrientes, a topografia e a declividade do terreno (Bellinghan & Tanner 2000), mas o comportamento decrescente dessa variável da borda para o interior seria mais bem explicado pelas alterações do microclima e da oferta de recursos, que favorecem a germinação e a sobrevivência de maior número de espécies na borda (Laurence & Yensen 1991; Turner 1996). Além disso, esse comportamento pode estar relacionado à maior produtividade primária conseqüente da maior radiação solar na borda (Didhan & Lawton 1999).

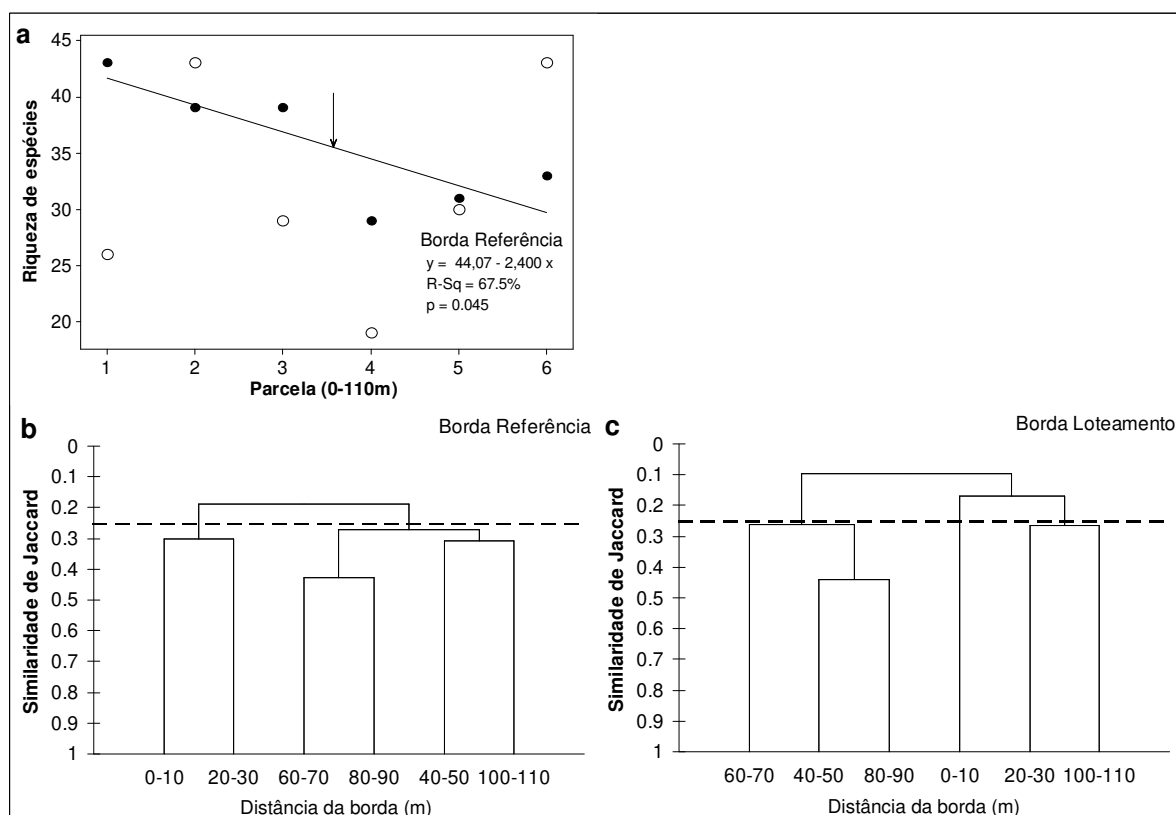


Figura 2.4. Efeito de borda de respostas secundárias na composição: riqueza (a) e similaridade florística (b - c). Borda Referência (•) e Borda Loteamento (o), ↓ indicação de borda.

A comparação da distribuição de espécies nas parcelas através do índice de Jaccard mostrou uma similaridade de 31% entre BR e BL, com co-ocorrência de 46 espécies. Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) afirmam que duas fitocenoses podem ser similares floristicamente quando apresenta o mínimo de 25%, o que permite supor que as áreas de estudo são

significativamente semelhantes entre si. A análise do dendrograma de similaridade para BR permitiu definir uma extensão desse efeito entre 0 e 40 m (Figura 2.4b). Resultados semelhantes foram encontrados por Rodrigues (1998b) que, utilizando a mesma técnica de agrupamento, definiu uma largura de borda de 35 m em fragmentos florestais do Sul do Brasil. A falta de padrão observada para a BL sugere uma desestruturação florística que impede definir a mesma relação linear entre a extensão de borda e a similaridade florística encontrada em BR (Figura 2.4c).

Os valores totais obtidos para os índices de diversidade de Shannon e de equabilidade de Pielou indicaram que a BL apresenta diversidade, dominância e uniformidade nas proporções indivíduos/espécies ($H' = 3,25$ nat./ind, $E' = 0,92$) muito próximos com a BR ($H' = 3,76$ nat./ind, $E' = 0,90$). Esses índices evidenciam uma elevada diversidade de espécies arbóreas, baixa dominância e uniformidade na distribuição de indivíduos por espécies quando comparados com outras Florestas Semidecíduas de Altitude (Werneck et al. 2000; Silva et al. 2004). Por outro lado, na avaliação desses índices por ponto de amostragem ao longo dos transectos (Figuras 2.5a e 2.5b), apenas a BR teve relação linear decrescente de diversidade, com indicação de efeito de borda na faixa de 0 a 60 m ($t\text{-test}_{\text{Shannon}}, p = 0,036$; $t\text{-test}_{\text{Pielou}}, p = 0,038$).

A identificação de grupos sucessionais, que considerou as espécies como pioneiras (P) e não-pioneiras (NP), procurou unir espécies que desempenham funções semelhantes no ecossistema e, no caso de efeito de borda, verificar se esses grupos atendem a um comportamento monotônico no sentido borda-interior capaz de evidenciar uma largura de borda. Dos 8 indicadores de composição selecionados nesse estudo, apenas a densidade de P permitiu identificar uma largura de borda para BL. Nas duas áreas estudadas P teve relação linear decrescente no sentido borda-interior (Figuras 2.5c) com largura de 0-60 m em BL ($t\text{-test}, p = 0,002$) e 0-40 m em BR ($t\text{-test}, p = 0,06$), corroborando a afirmação de Nascimento & Laurance (2006) de que os ambientes de borda favorecem o estabelecimento e o crescimento das espécies pioneiras e secundárias.

O grupo de espécies NP não apresentou uma relação com a largura de borda (Figura 2.5d), provavelmente em função da sobrevivência dos indivíduos de maior porte anteriores a implantação da trilha, pela sua própria resistência ou porque foram poupados do corte. Por outro lado, existe uma clara relação da quantidade de indivíduos P/NP entre BR e BL, sendo

maior para BL e menor para BR. Esse conjunto de dados sugere uma melhor qualidade da BR e aponta as espécies P, e não as espécies NP, como boas indicadoras de extensão de borda.

Os dados levantados também foram interpretados sob o ponto de vista da análise da estrutura fitossociológica vertical através do IVIA (Índice de Valor de Importância Ampliado) que associa a estrutura horizontal da vegetação com a heterogeneidade e a irregularidade dos estratos. A interpretação desse índice para as 149 espécies permitiu identificar quais poderiam ser utilizadas para avaliar a borda e destacou duas delas, *Cupania vernalis* e *Trema micrantha*, como boas indicadoras de largura de efeito de borda.

As espécies selecionadas parecem ter uma relação de borda mais estreita que as outras e o seu comportamento monotônico permitiu uma indicação clara de borda para a BR (Figuras 2.5e e 2.5f). A análise de regressão de IVIA para *C. vernalis* (Figura 2.5e) constatou um incremento médio de 30% na contribuição dessa espécie nos estratos no sentido borda-interior, influenciado pela sua dominância, com indicação de 60 m de efeito de borda (ANOVA, $p = 0,0267$). Essa espécie é característica de Floresta de Altitude e comumente habita o interior de florestas primárias e todos os estágios de formações secundárias (Lorenzi 2000). Já a análise de regressão de *T. micrantha* (Figura 2.5f) mostrou uma relação contrária, em que os indivíduos dessa espécie estão mais presentes na borda do que no interior da floresta e indicou uma largura de 40 m de efeito de borda (ANOVA, $p = 0,04$). Essa árvore é pioneira na sucessão ecológica, característica de formações secundárias da Floresta Semidecídua e comumente colonizadora de áreas abandonadas, embora continue a existir em todos os estágios de sucessão secundária, exceto na floresta madura (Lorenzi *op. cit.*).

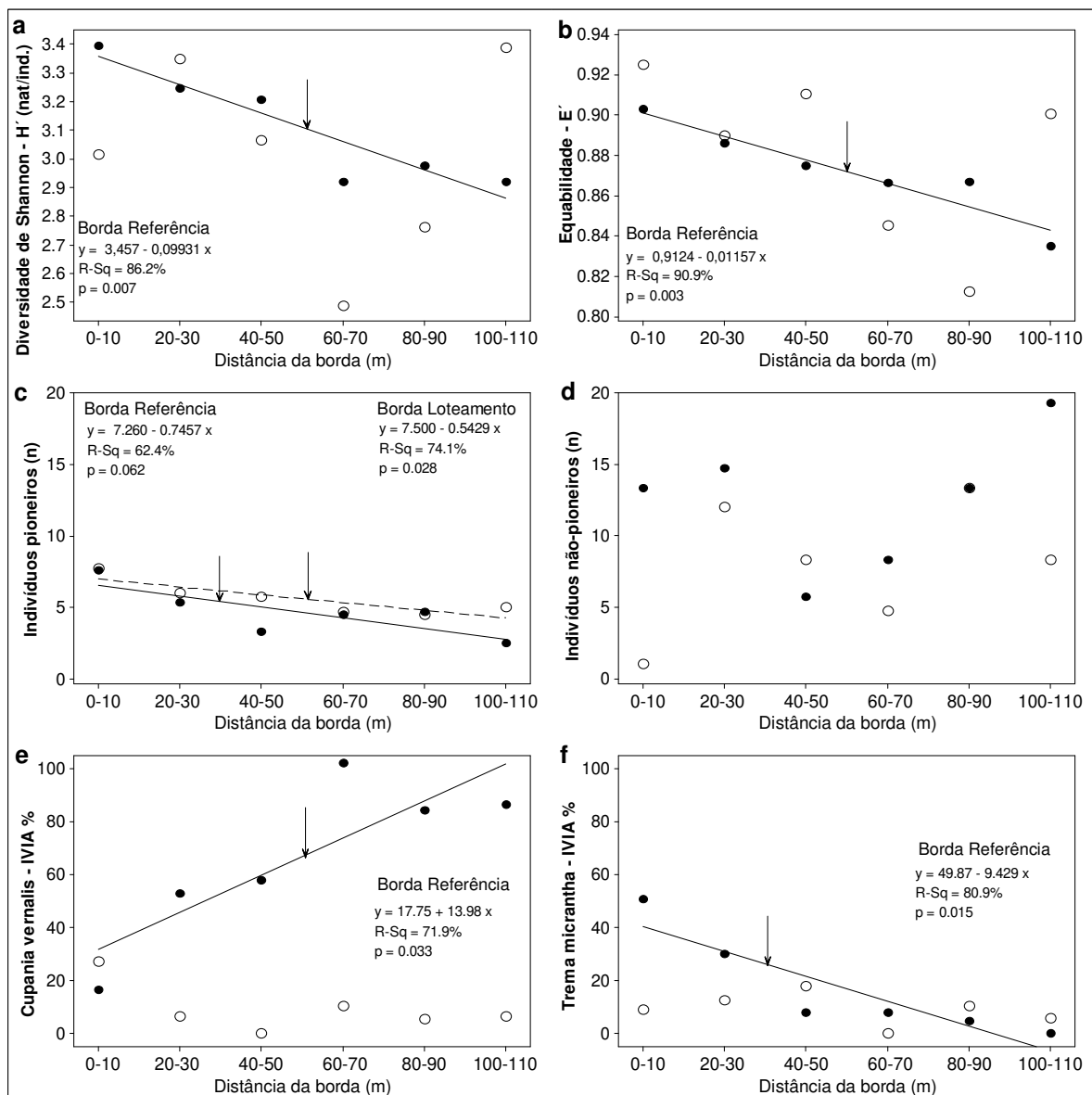


Figura 2.5. Efeito de borda de respostas secundárias na composição: diversidade (a), equabilidade (b), grupo sucessional (c – d) e espécies indicadoras por IVIA (e – f). Borda Referência (• —) e Borda Loteamento (o —), ↓ indicação de borda.

Por que na BL os efeitos de resposta na composição não tiveram uma relação de borda monotônica como a encontrada na BR? Admite-se que existam, pelo menos, três razões. Inicialmente, a amplitude de variação na BL parece ter sido influenciada por outras alterações de borda, como o adensamento de lianas, principalmente na faixa entre 0 e 20 m, e de bambus, na faixa de 40 a 70 m. Isso é uma evidência da influência das características estruturais da borda da floresta sobre os efeitos de resposta na composição. O tipo de manejo da trilha pode ser outra razão. Embora a idade das trilhas em BR e BL seja relativamente a mesma (em torno

de 40 anos), o efeito de borda junto ao Loteamento esteve potencializado pela manutenção permanente da trilha, com inúmeras recorrências antrópicas. Esse manejo representa um estímulo contínuo ao processo de desenvolvimento de borda que, segundo Numata et al. (2009), depende do tipo de vizinhança e da proximidade da trilha e que de acordo com outros autores, pode ainda promover sua expansão ao longo do tempo (Gascon et al. 2000; Harper & MacDonald 2002; Harper et al. 2005). O fato da trilha da BR ter uso restrito pelo menos nos últimos 20 anos e de manter uma vizinhança de floresta conservada parece ter favorecido o “amadurecimento” da borda, uma consequência do processo natural de dinâmica de clareiras ou ciclo de crescimento da floresta (Whitmore 1975). Essa seria a terceira razão para explicar a diferença de comportamento da BL, em que as influências estruturais e antrópicas parecem dificultar esse processo natural. De acordo com Harper et al. (2005) respostas secundárias em composição têm uma relação indireta de borda por surgirem a partir de uma cadeia de efeitos de resposta diretos, de processos e de estrutura que levam às alterações na composição de espécies. Com o passar dos anos, essas alterações de composição continuam influenciando o ambiente e os seus processos ecológicos e resultam no que Baker & Dillon (2000) chamam de “amadurecimento” da borda, com maior distinção entre a composição de espécies de borda em relação ao interior (Rodrigues 1998a).

Em síntese, ocorrem várias e diferentes causas combinadas entre si que explicam as diferenças entre as duas áreas estudadas. O comportamento não-monotônico na BL pode ser indicativo de maior intensidade do efeito de borda nessa área, cujos efeitos negativos sobre a composição seriam tão marcantes que não permitem um comportamento monotônico. Já na BR a menor intensidade dos efeitos combinados que incidem na borda permitem um comportamento monotônico, com o abrandamento da intensidade desse efeito quanto mais distante da borda.

2.3.2 Efeitos de resposta primária e secundária em estrutura

Os resultados sugerem que os efeitos de resposta em estrutura da BL foram mais intensos do que os observados na BR. Na BL, das 8 variáveis de resposta na estrutura investigadas, 5 delas apresentaram comportamento monotônico com uma relação linear entre a sua variação e a extensão do efeito de borda, com indicação da largura desse efeito. Por outro lado, na BR, o comportamento, em geral, não-monotônico dessas variáveis não permitiu descrever uma relação de extensão de efeito de borda (Figuras 2.6 e 2.7).

Essas observações colocam em destaque a seleção de indicadores de efeitos de resposta na estrutura como prioritária em estudos de efeito de borda em vizinhança antrópica. Além disso, põe em discussão a razão pelo qual esse tipo de indicador não evidencia uma largura de borda para BR. Conforme será melhor discutido adiante, a BR estaria em uma fase de desenvolvimento posterior a atual fase da BL, em que sua estrutura florestal estaria passando por um processo de reestruturação de sua dinâmica com abrandamento do efeito de borda, o que conduziu à heterogeneidade de resposta refletida no comportamento não-monotônico da grande maioria das variáveis estruturais avaliadas.

A densidade e cobertura de lianas da BL tiveram comportamento decrescente no sentido borda-interior (Figuras 2.6a e 2.6b), o que evidencia a infestação dessas plantas em áreas abertas com plena luz (Uhl & Vieira 1989; Hegarty & Caballé 1991) e o seu controle no sombreamento (Hegarty 1991). A densidade medida por pontos de inserção indicou borda de 0-40 m (ANOVA, $p = 0,002$), enquanto que a cobertura mostrou duas faixas de intensidades diferentes: uma primeira de até 40 m e uma segunda entre 40-80 m (ANOVA, $p = 0,001$). Essa diferença de largura de borda ocorreu porque a maioria dos pontos de inserção se concentra mais próximo à borda, a partir dos quais a cobertura de lianas se expande e ocupa o dossel, formando uma emaranhada e entrelaçada rede entre as árvores, utilizando-as como suporte juntamente com outras lianas (Putz & Chai 1987; Stevens 1987). A diferença entre a medida de extensão de borda por inserção e por cobertura pode chegar até 100 m (Jansen 1980; Jacobs 1988), embora possa apresentar descontinuidade (Vidal et al. 1997).

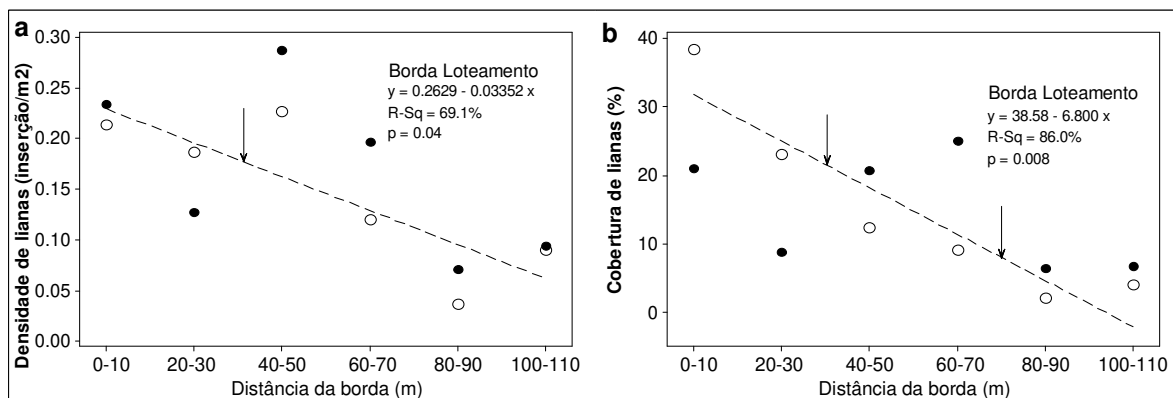


Figura 2.6. Efeito de borda de respostas primária na estrutura: densidade (a) e cobertura de lianas (b). Borda Referência (•) e Borda Loteamento (o), ↓ indicação de borda.

Durante as avaliações de campo na BL, foi observada a existência de manchas de cobertura de bambus, principalmente na faixa de 40-70 m (Figura 2.7a), que parecem ter influenciado as outras medidas estruturais realizadas nessa área. A presença de bambus arborescentes nessa faixa pode ter prejudicado o desenvolvimento do sub-bosque e da cobertura do dossel que nem sempre se manteve contínuo. Observou-se em campo que árvores de maior diâmetro coexistem com os bambus, mas eles podem ter influenciado na menor densidade dos indivíduos jovens. Além disso, como já citado, pode também ter afetado medidas de composição, como a diminuição na riqueza de espécies. Esses dados confluem para o estudo de Araújo (2008), que mostra que a colonização de bambus, favorecida pela abertura de clareiras naturais ou antrópicas, altera o processo de sucessão e de manutenção da diversidade de espécies.

A presença de bambus na BL e seus efeitos sobre a estrutura e composição da vegetação possivelmente foi resultado do histórico de uso antrópico dessa área, que inclui a instalação do loteamento Ermida na Serra do Japi. No caso da BR, a ausência de relação entre as variáveis estruturais e a extensão de borda não pôde ser explicada pela presença de bambu, já que nessa área foram registradas apenas pequenas touceiras esparsas de outra morfoespécie de bambu de hábito herbáceo.

Os resultados obtidos para BL indicaram grande variação no diâmetro (DAP médio) das árvores ao longo dos transectos, o que inviabilizou o reconhecimento de uma largura de efeito de borda para essa variável (Figura 2.7b). Ainda que o valor médio de DAP da primeira parcela tenha sido inferior aos observados para o interior do transecto, não seguiu o padrão

descrito na literatura que diz que as áreas sobre efeito de borda apresentam árvores com menor altura (Laurance et al. 1998; Oosterhoorn & Kappelle 2000) e uma maior proporção de indivíduos nas classes de menor diâmetro em função das maiores taxas de mortalidade e de recrutamento (Laurance et al. *op. cit.*). Como citado anteriormente, a cobertura de bambus, principalmente na faixa de 40-70 m, parece ter influenciado no comportamento do DAP dessa faixa, com diminuição na densidade dos indivíduos jovens, o que inviabilizou a indicação de uma relação linear de borda para essa variável.

Por outro lado, a variação da altura em BL seguiu o padrão de comportamento descrito pela literatura e permitiu identificar uma faixa 0 a 20 m de efeito de borda (ANOVA, $p = 0.000$) com a ocorrência de indivíduos mais baixos na borda em relação ao interior (Figura 2.7c). Essa relação de borda da altura das árvores é explicada por uma série de fatores, como o aumento da mortalidade na borda da BL, e a sua abundância de lianas, uma vez que a cobertura de lianas pode proporcionar um efeito mecânico negativo sob a copa e de excessivo abafamento (Putz 1984). Outro argumento que reforça as alterações de altura das árvores, principalmente nos primeiros metros de borda, é a manutenção dos fatores impactantes advindos da trilha.

Na BR, embora a variação de altura tenha apresentado um comportamento monotônico (Figura 2.7c), não foi possível definir diferença estatística entre as alturas médias das parcelas que se mantiveram bem abaixo das médias da BL (ANOVA, $p = 0,298$).

Em relação às medidas de densidade arbórea não foi identificada uma vinculação da sua variação à extensão da borda (Figura 2.7d), o que confirma a opinião de Willians-Linera (2002), de que parâmetros como a densidade varia muito em florestas tropicais e que isso dificultaria a sua utilização como um bom indicador de perturbação. Dentre os diversos fatores que podem ter influenciado na oscilação dessa variável destaca-se, mais uma vez, a influência das manchas de bambu e da manutenção da linha carroçável da trilha adjacente a borda.

O último indicador de efeito de resposta primária em estrutura avaliado foi o diâmetro médio dos troncos mortos ainda em pé. Esses troncos foram indivíduos adultos que podem ter sido prejudicados por influências negativas do efeito de borda, como vento, dessecação, stress hídrico, alterações na disponibilidade de nutrientes do solo, alterações microclimáticas e outros fatores (Kapos et al. 1993; Laurance et al. 2001). Embora a média do DAP dos troncos mortos em pé das duas áreas tenha sido muito próxima ($8,4 \pm 5,0$ cm), somente a BL

apresentou relação entre essa variável e a extensão de borda (Figura 2.7e), com indicação de duas faixas de intensidades diferentes de efeito borda: uma primeira de 0 a 20m e outra de 20 a 80 m (ANOVA, $p = 0,000$).

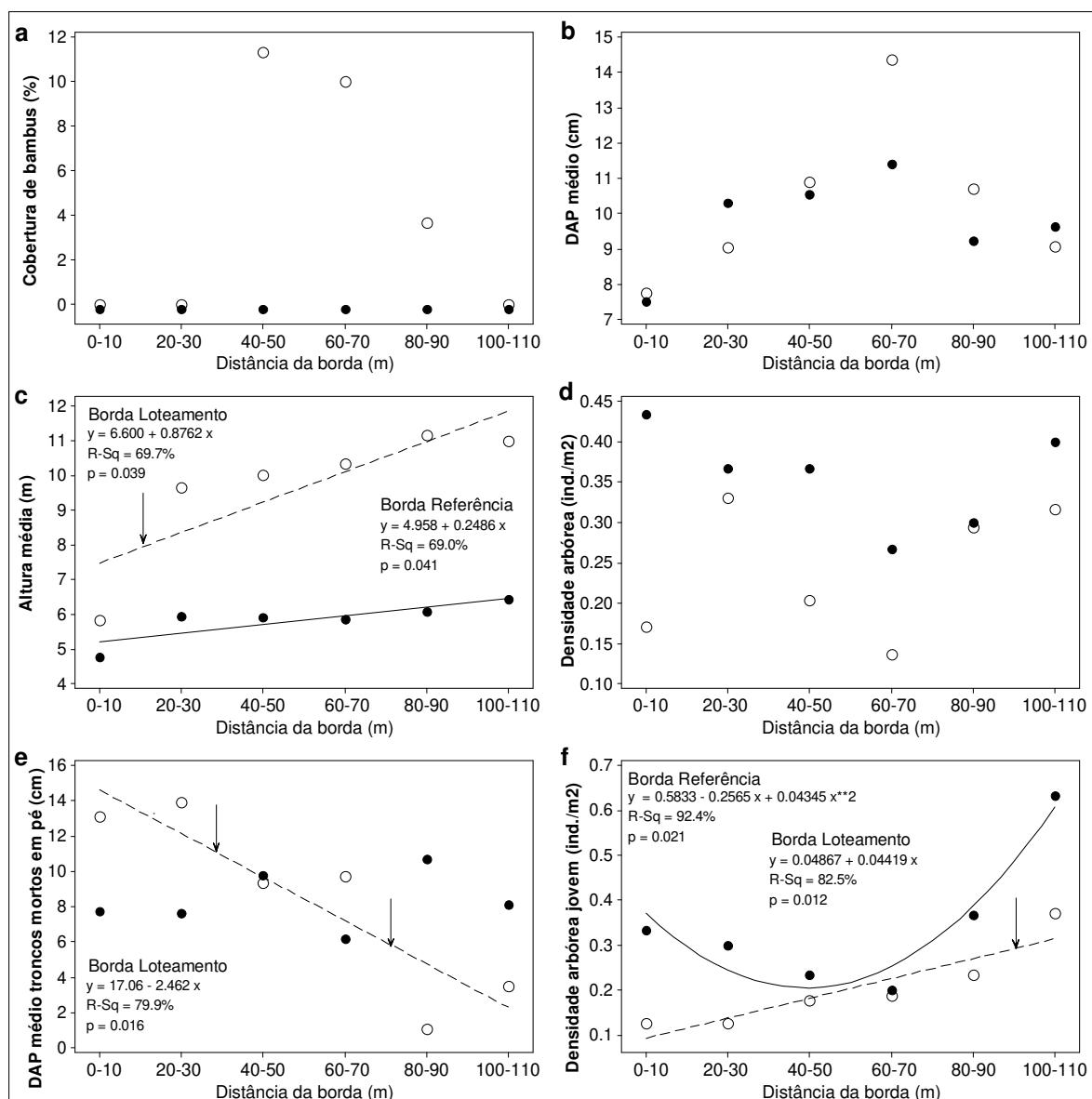


Figura 2.7. Efeito de borda de respostas primária e secundária em estrutura: cobertura de bambus (a); diâmetro (b), altura (c), e densidade arbórea (d); diâmetro de troncos mortos (e) e densidade de jovens (f). Borda Referência (● —) e Borda Loteamento (○ - -), ↓ indicação de borda.

Foi selecionado apenas um indicador de efeito de resposta secundária na estrutura. Trata-se da medida da densidade de arbóreos jovens ($DAP < 2,0$ cm), que teve como intenção avaliar o potencial de regeneração das bordas estudadas. Segundo levantamentos de Harper et al. (2005), a maioria dos estudos descreve uma alta densidade de regenerantes na borda em relação ao interior. Ao contrário disso, a densidade de indivíduos jovens na BL teve comportamento crescente (Figura 2.7f), com indicação de efeito de borda entre 0-100 m (ANOVA, $p = 0.052$). Um dos principais fatores que pode explicar isso é o fato de existir em bordas mais antigas uma tendência de tamponamento pela vegetação secundária (Kapos et al. 1997) e de abafamento provocado pela abundância de lianas (Putz 1984), distribuídas de forma decrescente ao longo dos transectos avaliados. A cobertura de lianas também parece ter influenciado os resultados obtidos para BR, diminuindo a densidade de árvores jovens nas faixas de maior abundância de lianas, entre 40-70 m (Figura 2.7f).

Diante dos resultados apresentados, ainda resta esclarecer a questão: Por que os indicadores de efeito de resposta na estrutura não mostraram uma relação de borda na BR? A hipótese é que as influências da borda na estrutura da BR sejam menores do que as observadas para BL. Embora as duas áreas tenham idades muito próximas, na ausência de novas alterações antrópicas e de impactos, as funções ambientais da BR têm favorecido o processo contínuo de desenvolvimento e de “amadurecimento” de borda, que resulta em um efeito mais brando. Essa discussão está embasada em Harper et al. (2005) que afirmam que as florestas “mais velhas”, que já progrediram da fase de quebra de copa, podem mostrar uma menor influência de borda em estrutura do que florestas jovens, além do fato de que gradientes ambientais de relações de borda poderem desaparecer ao longo tempo (Matlack 1994). Segundo Numata et al. (2009), em fragmentos “mais velhos”, a estimativa desse efeito se torna mais difícil, devido ao complexo mosaico das estruturas espaciais e temporais, onde as zonas, criadas em épocas diferentes, se sobrepõem e criam diferentes gradientes de intensidade.

Esses resultados deixam evidente a importância de conhecer o estágio de evolução da borda, uma vez que a sua fase é um dos principais fatores que influenciam a sua magnitude e extensão, além de ser a explicação para grande parte das discrepâncias entre resultados de mesma variável, o que coloca em questão a essencialidade de estudos de longo prazo para o entendimento dos verdadeiros mecanismos que explicam suas variações (Kapos et al. 1997).

2.3.3 Efeitos de resposta direta e primária em processos

Apesar de diversos autores citarem as variáveis climáticas como bons indicadores de efeito de borda (Kapos 1989; Saunders et al. 1999; Rodrigues 1998a; Newmark 2005), neste trabalho as variáveis de efeito direto selecionadas ou seus métodos de coleta utilizados foram pouco satisfatórios, predominando o comportamento não-monotônico. Assim, não houve registro de contrastes graduais entre a borda e o interior da floresta. Variáveis como a temperatura e umidade do ar e do solo podem sofrer forte influência da sazonalidade do clima, sobretudo da chuva e do escoamento superficial da água, e o fato das amostragens terem sido feitas no período de maior precipitação, parece ter sido preponderante para os resultados obtidos. Entretanto, existem outras explicações para esses resultados e que têm relação com a idade das bordas estudadas. Kapos et al. (1997) verificaram que, em bordas recém criadas, a umidade do ar e do solo aumentavam em gradientes da borda para o interior. Diferente disso, em bordas antigas, esses parâmetros eram muito mais complexos, o que foi explicado pela tendência ao tamponamento exercida pela vegetação secundária, que reduzia a influência do efeito de borda no microclima. Também relacionado com o tempo de desenvolvimento da borda, outro fator de influência pode ter sido o adensamento e o entrelaçamento das lianas que funciona como um tampão que ameniza as alterações do microclima (Williams-Linera 1990). Além disso, o efeito sobre o microclima pode diminuir com o tempo por causa de mudanças na composição de espécies ou aclimação (Laurance et al. 2002).

Assim como observado para as variáveis do microclima, os indicadores de efeito de resposta em processos ou os métodos de coleta utilizados não foram satisfatórios na indicação de relações de borda. A dificuldade em medir o nitrato do solo esteve no fato de ser um íon de alta mobilidade no solo e fortemente influenciado pela precipitação e por outros fatores bióticos e abióticos. Da mesma forma, a massa seca de serapilheira teve sua resposta condicionada à ação de muitas outras variáveis de influência na borda, como a presença de bambus, clareiras abertas pela quebra de copas, incidência de ventos que movimenta a serapilheira, variação na infestação de lianas e na sua produção de biomassa, presença de espécies exóticas, ação humana no meio, entre outros danos.

A Figura 2.8 apresenta uma síntese dos resultados obtidos com a representação da extensão e da magnitude dos diferentes tipos de efeito de borda de resposta na estrutura e na composição avaliados nas BL e BR.

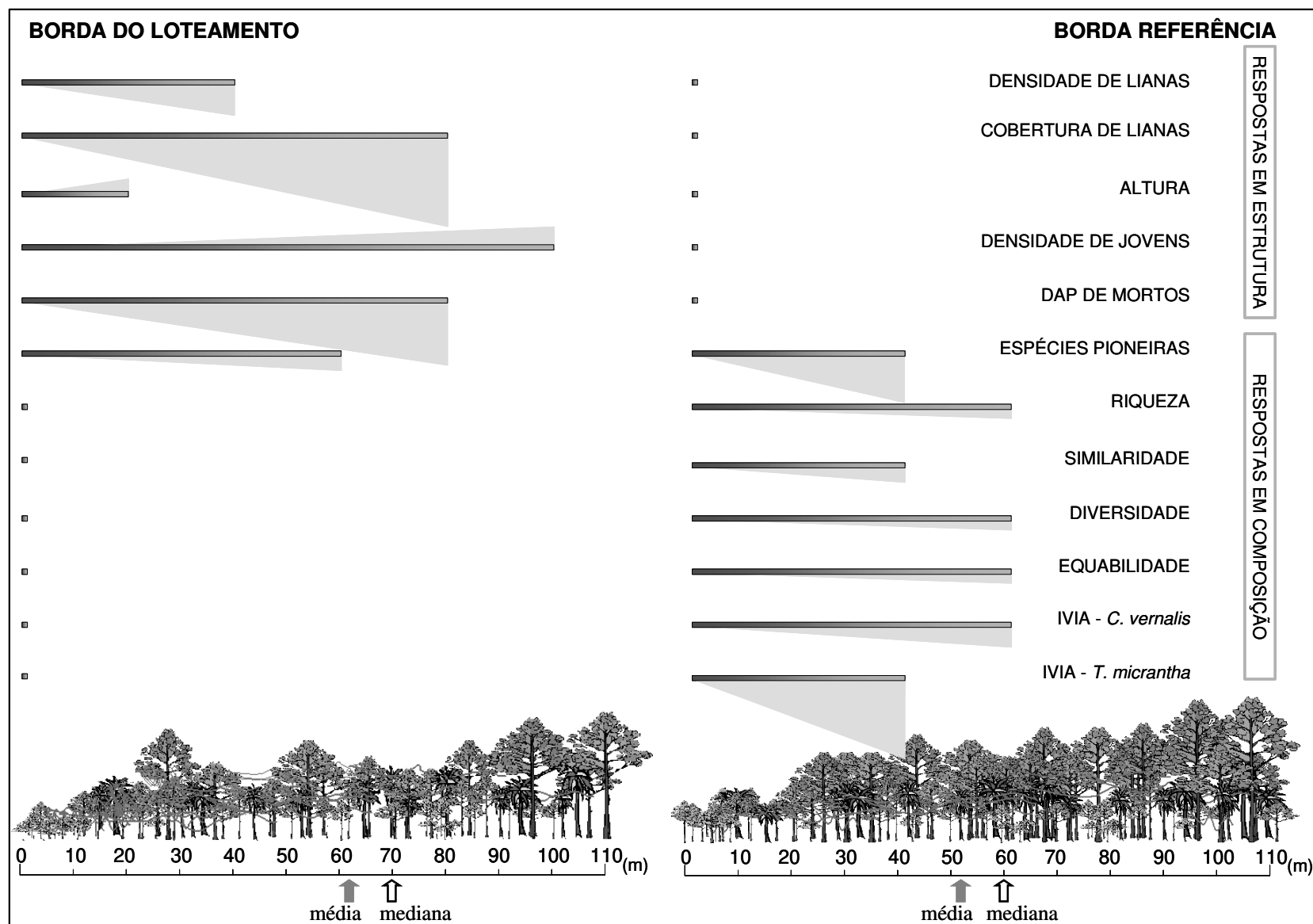


Figura 2.8. Representação da magnitude (nível de inclinação crescente ou decrescente) e da extensão (barra horizontal) do efeito de borda de respostas em estrutura e em composição.

2.4 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos sugerem que não existem diferenças significativas na extensão média do efeito de borda entre as duas vizinhanças estudadas. Porém, a extensão e magnitude do efeito para cada borda foram distintas nas variáveis analisadas. Apesar das bordas terem a mesma idade, fisionomia e relevo, não responderam igualmente aos indicadores de resposta em estrutura e composição, o que deixa clara a relação entre a vizinhança da borda e a reposta do tipo de efeito. Os indicadores de efeitos de resposta na composição foram mais eficientes na BR, enquanto que os indicadores de efeitos de resposta na estrutura só puderam ser quantificados na BL. Isso porque a recorrente influência antrópica em BL resultou em um efeito crônico que torna marcante o efeito de resposta na estrutura da floresta, o que dificulta o gradiente natural de composição da borda. Ao contrário disso, em BR, a dinâmica natural da borda entre fronteiras florestais torna mais brandos os efeitos de resposta na estrutura, dificultando a quantificação de uma extensão de borda para esse tipo de indicador. Os resultados também destacam a importância da avaliação de borda a partir de um conjunto de indicadores, embora sugeriram que, em análises de borda menores ou iguais a 100 m de comprimento, os efeitos de resposta na estrutura da floresta sejam melhores indicadores de borda.

2.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAUJO, L.S. **Padrões e condicionantes da dinâmica da paisagem na floresta com bambus do Parque Estadual Intervales, SP**. 2008. 126p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BAKER, W.L.; DILLON, G.K. Plant and vegetation responses to edges in the southern Rocky Mountains. In: KNIGHT, R.L. et al. (Eds.). **Forest fragmentation in the southern Rocky Mountains**. Boulder: University Press of Colorado, 2000. p.117-153.

BELLINGHAM, P.J.; TANNER, E.V.J. The influence of topography on tree growth, mortality, and recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica**, v.32, p.378-384, 2000.

BROWER, J.E.; ZAR, J.H. **Field and laboratory methods for general ecology**. Boston: Brown Publishers, 1984.

BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. **Forest island dynamics in man-dominated landscapes**. New York: Springer-Verlag, 1981.

DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica**, v.31, p.17-30, 1999.

FERREIRA, L.V.; LAURANCE, W.F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected tree in central Amazônia. **Conservation Biology**, v.20, p.243-246, 1997.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G.B.; FONSECA, G.A.B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, v.288, p.1356-1358, 2000.

GATES, J.E.; GYSEL, L.W. Avian nest dispersion and fledging success in field forest ecotones. **Ecology**, v.59, n.5, p.871-883. 1978.

HARPER, K.A.; MACDONALD, S.E. Structure and composition of edges next to regenerating clearcuts in the mixed wood boreal forest. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p.535-546, 2002.

HARPER, K.A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.768-782, 2005.

HEGARTY, E.E. Leaf litter production by lianes and trees in a subtropical Australian rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.7, p.201-214, 1991.

HEGARTY, E.E.; CABALLÉ, G. Distribution and abundance of vines in forest communities. In: PUTZ, F.E., MOONEY, H.A. (Eds.). **The biology of vines**. Cambridge: Cambridge University Press, 1991. p.313-335.

HOSOKAWA, R.T.; MOURA, J.B.; CUNHA, U.S. **Introdução ao manejo e economia florestal**. Curitiba: Editora da UFPR, 1998.

JACOBS, M. **The tropical rain forest**. Berlin: Springer Verlag. 1988.

JANZEN, D.H. **Ecologia vegetal nos trópicos**. São Paulo: Epu/ Edusp, 1980.

KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of tropical patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v.5, p.173-185, 1989.

KAPOS, V. et al. Partial-derivative-c-13 as an indicator of edge effects in tropical rain-forest reserves. **Journal of Ecology**, v.81, n.3, p.425-432, 1993.

KAPOS, V. et al. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazônia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press, 1997. p.33-44.

KREMSATER, L.; BUNNELL, F.L. Edge effects: theory, evidence and implications to management of western forests. In: ROCHELLE, J.A.; LEHMANN, L.A.; WISNIEWSKI, J. (Eds.). **Forest fragmentation: wildlife and management implications**. The Netherlands: Brill Publications, 1999. p.117-153.

LAURENCE, W.F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**, v.55, p.77-92, 1991.

LAURANCE, W.F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD JR., R.O. (Eds.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p.207-221.

LAURANCE, W.F. et al. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, v.12, p.460-464, 1998.

LAURENCE, W.F. et al. Rain Forest fragmentation and structure on Amazonian liana communities. **Ecology**, v.82, p.105-116, 2001.

LAURANCE, W.F. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v.16, n.3, p.605-618, 2002.

LAURENCE, W.L. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**, v.41, p.1731-1744, 2008.

LEITÃO-FILHO, H.F. A flora arbórea da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. Campinas: Editora da Unicamp, 1992. p.40-63.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change**: an ecological and conservation synthesis. Washington: Island Press, 2006.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2000.

MALMIVAARA-LÄMSÄ, M. et al. Edge effects and trampling in boreal urban forest fragments: impacts on the soil microbial community. **Soil Biology and Biochemistry**, v.40, n.7, p.1612-1621, 2008.

MARCHAND, P.; HOULE, G. Spatial patterns of plant species richness along a forest edge: What are their determinants? **Forest Ecology and Management**, v.223, p.113-124, 2006.

MATLACK, G.R. Vegetation dynamics of the forest edge-trends in space and successional time. **Journal of Ecology**, v.82, n.1, p.113-122, 1994.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley, 1974.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.10, p.58-62, 1995.

NASCIMENTO, H.E.M.; LAURENCE, W.F. Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. **Acta Amazônica**, v.36, n.2, p.183-192, 2006.

NEWMARK, W. Diel variation in the difference in air temperature between the forest edge and interior in the Usambara Mountains, Tanzania. **African Journal of Ecology**, v.43, n.3, p.177-180, 2005.

NUMATA, I. et al. Determining dynamics of spatial and temporal structures of forest edges in South Western Amazônia. **Forest Ecology and Management**, v.258, p.2547-2555, 2009.

OOSTERHOORN, M.; KAPPELLE, M. Vegetation structure and composition along an interior-edge-exterior gradient in a Costa Rican montane cloud forest. **Forest Ecology and Management**, v.126, n.3, p.291-307, 2000.

PINTO, H.S. O clima da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). **História Natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas: Editora da Unicamp, 1992. p.30-38.

PUTZ, F.E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v.65, p.1713-1724, 1984.

PUTZ, F.E.; CHAI, P. Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia. **Journal of ecology**, v.75, p.523-531, 1987.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in South Brazil**. 1998. 172p. PhD (Doctor of Philosophy) - Harvard University, Cambridge, 1998a.

RODRIGUES, E. Efeito de borda em fragmentos de floresta. **Cadernos de Biodiversidade**, v.1, n.2, p.1-5, 1998b.

SAUNDERS, S.C. et al. Modeling temperature gradients across edges over time in a managed landscape. **Forest Ecology and Management**, v.117, p.17-31, 1999.

SCOLFORO, J.R.S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998.

SILVA, N.R.S. et al. Composição florística e estrutura de uma floresta Estacional Semidecidual Montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, v.28, n.3, p.397-405, 2004.

SPANGENBERG, A.; KÖLLING, C. Nitrogen deposition and nitrate leaching at forest edges exposed to high ammonia emissions in Southern Bavaria. **Water, Air, and Soil Pollution**, v.152, p.233-255, 2004.

STEVENS, G.C. Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example. **Ecology**, v.68, n.1, p.77-81, 1987.

STEWART, G.R.; PATES, J.S.; UNKOVICH, M. Characteristics of inorganic nitrogen assimilation of plants in fire-prone Mediterranean type vegetation. **Plant, cell and environment**, v.16, p.351-363, 1993.

TABANEZ, A.A.J.; VIANA, V.M.; DIAS, A.D.S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v.57, n.1, p.47-60, 1997.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p.200-209, 1996.

UHL, C.; VIEIRA, I.C.G. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the State of Pará. **Biotropica**, v.21, n.2, p.98-106, 1989.

VIDAL, E. et al. Vine management for reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.98, p.105-114, 1997.

WERNECK, M.S. et al. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v.23, n.1, p.97-106, 2000.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forest of the far east**. Oxford: Clarendon Press. 1975.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, v.78, p.356-373, 1990.

WILLIAMS-LINERA, G. Tree species richness complementarity, disturbance and fragmentation in Mexican tropical montane cloud forest. **Biodiversity and Conservation**, v.11, p.1825-1843, 2002.

WUYTS, K. et al. Comparison of forest edge effects on through fall deposition in different forest types. **Environmental Pollution**, v.156, n.3, p.854-861, 2008.

Anexo 1. Lista de espécies arbóreas amostradas na Serra do Japi. BR – Borda Referência, BL- Borda Loteamento.

Famílias	Espécies	BR	BL	Nome popular	Autor
ANACARDIACEAE	<i>Tapirira guianensis</i>	x	x	peito-de-pombo	Aubl.
ANNONACEAE	<i>Annona cacans</i>		x	araticum-cagão	
	<i>Guatteria nigrescens</i>	x			
APOCYNACEAE	<i>Aspidosperma olivaceum</i>	x	x		Müll. Arg.
AQUIFOLIACEAE	<i>Ilex dumosa</i>		x		Reissek
	<i>Ilex paraguariensis</i>		x		A. St.-Hil.
ASTERACEAE	<i>Baccharis semiserrata</i> var. <i>elaegnoides</i>		x		(Steud. ex Baker) Govaerts
	<i>Baccharis</i> sp.		x		
	<i>Eremanthus erythropappus</i> *				(DC.) MacLeish
	<i>Eupatorium laevigatum</i>	x	x		Lam.
	<i>Gochnatia polymorpha</i>	x		candeia, cambará	Less.) Cabrera
	<i>Piptocarpha angustifolia</i> *			vassourão	Dusén ex Malme
	<i>Piptocarpha macropoda</i>	x			(DC.) Baker
	<i>Vernonia diffusa</i>	x	x		Less.
	<i>Vernonia petiolaris</i>				DC.
BORAGINACEAE	<i>Cordia sellowiana</i>	x	x	chá-de-bugre	Cham.
CECROPIACEAE	<i>Cecropia pachystachya</i>		x	embaúba	Trécul
CELASTRACEAE	<i>Maytenus</i> cf. <i>ligustrina</i>		x		Reissek
	<i>Maytenus gonoclada</i>	x			Mart.
	<i>Maytenus salicifolia</i>	x	x		Reissek
CHRYSOBALANACEAE	<i>Hirtella hebeclada</i>		x	macucurana	Moric. ex DC.
CLETHRACEAE	<i>Clethra scabra</i>		x		Pers.
CLUSIACEA	<i>Tovomitopsis paniculata</i>	x			(Spreng.) Planch. & Triana
	<i>Tovomitopsis saldanhae</i>	x			Engl.
CONNARACEAE	<i>Connarus regnellii</i>				G. Schellenb.
CUNONIACEAE	<i>Lamonia ternata</i>	x	x	cangalheira	Vell.
ELAEocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i>	x	x	laranjeira-do-mato	Vell.
EUPHORBIACEAE	<i>Actinostemon communis</i>	x			
	<i>Alchornea glandulosa</i>	x			
	<i>Alchornea triplinervia</i>	x	x	tapiá	
	<i>Croton floribundus</i>	x	x	capixingui	
	<i>Pera obovata</i>	x	x		(Klotzsch) Baill.
	<i>Sapium glandulatum</i>	x		pau-de-leite	(Vell.) Pax
	<i>Sebastiania serrata</i>	x			(Baill. ex Müll. Arg.) Müll. Arg.
FABACEAE	<i>Andira fraxinifolia</i>		x	angelim-do-mato	
	<i>Dalbergia villosa</i>	x		caviúna	(Benth.) Benth.
	<i>Lonchocarpus</i> cf. <i>nitidus</i>		x		(Vogel) Benth.
	<i>Machaerium villosum</i>	x	x	jacarandá-paulista	Vogel
	<i>Ormosia minor</i>	x			Vogel
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	x		pau-jacaré	(Mart.) J.F. Macbr.
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia decandra</i>	x			
LAURACEAE	<i>Aniba fimula</i>	x			
	<i>Aniba viridis</i>	x	x		
	<i>Cinnamomum stenophyllum</i>	x			
	<i>Cryptocarya moschata</i>	x	x		
	<i>Nectandra mollis</i> subsp. <i>oppositifolia</i> *				(Nees & Mart.) Rohwer
	<i>Nectandra oppositifolia</i>	x	x		Nees & Mart.
	<i>Ocotea aciphylla</i>		x		(Nees) Mez
	<i>Ocotea bicolor</i>	x	x		Vattimo
	<i>Ocotea catharinensis</i>	x	x		Mez
	<i>Ocotea corymbosa</i>	x	x	canela-fedida	(Meisn.) Mez

* espécies amostradas em levantamento expedito complementar

(Cont.)

Famílias	Espécies	BR	BL	Nome popular	Autor
	<i>Ocotea glaziovii</i>		x		Mez
	<i>Ocotea nutans</i>	x			(Nees) Mez
	<i>Ocotea odorifera</i>		x		Rohwer
	<i>Ocotea silvestris</i>		x		Vattimo
	<i>Persea willdenovii</i>	x			Kosterm.
	<i>Rollinia sericea</i>	x	x		(R.E. Fr.) R.E. Fr.
	<i>Rollinia sylvatica*</i>			araticum	(A. St.-Hil.) Martius
LECYTHIDACEAE	<i>Cariniana estrellensis</i>	x			(Raddi) Kuntze
MALPIGHIACEAE	<i>Byrsonima intermedia</i>		x		A. Juss.
MELASTOMATACEAE	<i>Leandra scabra</i>	x			DC.
	<i>Leandra sp. *</i>				
	<i>Miconia cinnamomifolia *</i>			jacatirão-açu	(DC.) Naudin
	<i>Miconia langsдорffii</i>	x			Cogn.
	<i>Miconia latecrenata</i>	x	x		Triana
	<i>Miconia pepericarpa</i>	x			Mart. ex DC.
	<i>Mouriri chamissoana</i>				Cogn.
MELIACEAE	<i>Cabralea canjerana</i>	x	x	canjerana	(Vell.) Mart.
	<i>Trichilia clausenii</i>		x		C. DC.
	<i>Trichilia elegans</i>				A. Juss.
MIMOSACEAE	<i>Inga affinis*</i>		x		DC.
	<i>Inga sessilis</i>		x	ingá-macaco	(Vell.) Mart.
MONIMIACEAE	<i>Mollinedia argyrogyna</i>		x		Perkins
	<i>Mollinedia elegans</i>	x	x		Tul.
	<i>Mollinedia uleana</i>	x	x		Perkins
MORACEAE	<i>Ficus glabra</i>		x		Vell.
	<i>Ficus guaranitica *</i>			figueira-brava	Chodat
	<i>Ficus sp.</i>		x		
	<i>Sorocea bonplandii</i>	x	x	canxim	(Baill.) W.C. Burger, Lanj. & Wess. Boer
MYRSINACEAE	<i>Myrsine umbellata</i>	x	x		Mart.
	<i>Rapanea ferruginea</i>		x		(Ruiz & Pav.) Mez
	<i>Rapanea umbellata</i>	x		capororoca	(Mart.) Mez
MYRTACEAE	<i>Calycorectes psidiiflorus</i>		x		(O. Berg) Sobral
	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	x		capoteira	(Cambess.) O. Berg
	<i>Eugenia aff. convexinervia</i>		x		D. Legrand
	<i>Eugenia involucrata</i>	x			Mattos & D. Legrand
	<i>Eugenia mosenii</i>	x			(Kasusel) Sobral
	<i>Eugenia myrtifolia</i>	x	x		Salisb.
	<i>Eugenia neoverrucosa</i>		x		Sobral
	<i>Eugenia pleurantha</i>	x	x		O. Berg.
	<i>Eugenia pluriflora</i>		x		DC.
	<i>Eugenia sp. *</i>	x			
	<i>Eugenia sp.1</i>	x			
	<i>Eugenia speciosa</i>	x			Cambess.
	<i>Myrceugenia sp.</i>	x			
	<i>Myrcia cf. fallax</i>	x			(Rich.) DC.
	<i>Myrcia cf. formosiana</i>	x			DC.
	<i>Myrcia cf. multiflora</i>	x	x		(Lam.) DC.
	<i>Myrcia retorta</i>	x			Cambess.
	<i>Myrcia rostrata</i>	x	x	guamirim	DC.
	<i>Myrcia splendens</i>	x			(Sw.) DC.
	<i>Myrciaria floribunda</i>	x	x		(H. West ex Willd.) O. Berg

(Cont.)

Famílias	Espécies	BR	BL	Nome popular	Autor
	<i>Myrciaria</i> sp.	x			
	<i>Myrtaceae</i> sp.1		x		
	<i>Myrtaceae</i> sp.2*				
	<i>Myrtaceae</i> sp.3	x			
	<i>Myrtaceae</i> sp.4	x			
	<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	x		chá-de-bugre	(Gomes) Landrum
	<i>Psidium cf. rufum</i>	x			DC.
	<i>Siphoneugenia densiflora</i>	x			O. Berg
NYCTAGINACEAE	<i>Guapira opposita</i>	x	x	maria-mole	Vell.
OLACACEAE	<i>Heisteria silvianii</i>		x		Schwacke
PIPERACEAE	<i>Piper</i> sp.	x	x		
PROTEACEA	<i>Roupala brasiliensis</i>		x	carvalho-do-campo	Klotzsch
RHAMNACEAE	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>		x	saguaraji-amarelo	Reissek
ROSACEAE	<i>Prunus myrtifolia</i>	x	x		(L.) Urb.
RUBIACEAE	<i>Alibertia</i> sp.	x			
	<i>Amaioua intermedia</i>	x			
	<i>Bathysa meridionalis</i>	x		quina-do-mato	
	<i>Ixora gardneriana</i>		x	íxora-arbórea	Benth.
	<i>Psychotria forsteronioides</i>	x	x		Müll. Arg.
	<i>Psychotria sessilis</i>	x	x		Vell.
	<i>Psychotria stachyoides</i>	x			Benth.
	<i>Psychotria suterella</i>	x	x		Müll. Arg.
	<i>Psychotria vellosiana</i>	x	x		Benth.
	<i>Rudgea gardenioides</i>	x	x		(Cham.) Müll. Arg.
RUTACEAE	<i>Esembeckia grandiflora</i>	x			Mart.
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	x	x	mamica-de-porca	V
SAPINDACEAE	<i>Allophylus petiolulatus</i> *				
	<i>Cupania vernalis</i>	x	x	camboatã	Cambess.
	<i>Matayba elaeagnoides</i>		x		Radlk.
	<i>Pouteria caimito</i>	x	x		(Ruiz & Pav.) Radlk.
SOLANACEAE	<i>Athenaea pereirae</i>		x		
	<i>Aureliana fasciculata</i> *				
	<i>Sessea brasiliensis</i>	x			Toledo
	<i>Solanum bullatum</i>		x		Vell.
	<i>Solanum cinnamomeum</i>		x		Sendtn.
	<i>Solanum pseudoquina</i>	x	x	joá	A. St.-Hil.
	<i>Solanum tabacifolium</i>		x		Vell.
	<i>Solanum variable</i>	x	x		Mart.
STYRACEAE	<i>Styrax pohlii</i>	x	x	benjoeiro	A. DC.
SYMPLOCACEAE	<i>Symplocos tetrandra</i>	x			Mart.
THYMELAEACEAE	<i>Daphnopsis utilis</i>	x			Warm.
ULMACEAE	<i>Trema micrantha</i>	x	x	pau-pólvora	(L.) Blume
VERBENACEAE	<i>Aegiphila sellowiana</i> *			tamanqueiro	
VIOLACEAE	<i>Hybanthus atropurpureus</i>		x		(A. St.-Hil.) Taub.
VOCHYSIACEAE	<i>Vochysia magnifica</i>	x	x	cinzeiro-da-serra	Warm.
	<i>Vochysia tucanorum</i>		x	pau-de-tucano	Mart.
MORFOESPÉCIE	<i>Morfoespécie</i> sp.	x			

CAPÍTULO 3

MUDANÇAS NA ESTRUTURA E MOSAICOS DA PAISAGEM

3.1 INTRODUÇÃO

A ecologia da paisagem busca compreender a interação entre o padrão espacial e os processos ecológicos, com a premissa de que a composição e a configuração do mosaico da paisagem afetam os sistemas ecológicos e são importantes no entendimento das mudanças ao longo do tempo (Wiens 1995; Turner et al. 2001). Nessa abordagem existe um modelo de estrutura espacial em que a paisagem é representada por um conjunto de manchas descontínuas que formam diferentes fronteiras em um padrão de mancha-corredor-matriz (Forman 1995). Embora com limitações (Gustafson 1998; Kent 2007; McGarigal & Cushman 2005), esse modelo tem sido eficiente, especialmente, por simplificar a rede organizacional e facilitar experimentos, análises e o uso de ferramentas e metodologias bem estabelecidas (McGarigal & Cushman 2005).

Uma característica da paisagem que pode ajudar a responder sobre as mudanças temporais na estrutura e nos processos ecológicos é a heterogeneidade, conceituada como o reflexo da composição, da contextualização e do arranjo entre os componentes de uma paisagem, o que evidencia a rede de interações e a complexidade do meio (Lovett et al. 2005). Na observação da heterogeneidade, a paisagem é formada por um conjunto de mosaicos integrados de diferentes tipos de habitats, usos da terra e outros componentes estruturais que facilitam ou impedem o movimento (With 2005). Nesse caso, o mosaico pode ser considerado a unidade de organização da paisagem (Wiens 1999) ou ainda a unidade espacial que centraliza

um conjunto comum de elementos. Esses conceitos são muito importantes em planejamentos ambientais que visem identificar unidades territoriais distintas em estrutura e função em paisagens heterogêneas. No entanto, é importante ressaltar que não existe um padrão de identificação de mosaicos na paisagem. O método pode variar de acordo com a abordagem adotada na interpretação da heterogeneidade estrutural da paisagem. Além disso, a dificuldade no estudo de mosaicos em territórios extensos limita a operacionalidade desse conceito (Roldán Martín et al. 2003).

Provavelmente em função dessas dificuldades, é menor o número de estudos na ecologia de paisagem que consideram a complexidade de interações da paisagem em mosaicos e menor ainda os que consideram sua aplicabilidade para gestão ambiental. Muitos estudos têm se baseado na identificação e caracterização de manchas homogêneas que distinguem usos da terra, mas poucos abordam as interações adjacentes que existem entre essas manchas (Roldán Martín et al. 2003) interligadas por fluxos horizontais de matéria, energia e informação (Forman & Godron 1986). Segundo Turner & Cardille (2007), o entendimento desses fluxos laterais nos sistemas espacialmente heterogêneos é uma das áreas chave para a integração da ecologia da paisagem com a ecologia ecossistêmica, em que os fluxos são alterados por padrões espaciais.

Uma boa maneira de observar essas interações e, como consequência, interpretar as mudanças na heterogeneidade da paisagem é a identificação dos limites ou fronteiras entre as manchas de diferentes usos adjacentes (Cadenasso et al. 2003; Roldán Martín et al. 2003). As interações e fluxos estão concentrados nessas zonas de transição, que funcionam como “filtros” de resistência e retenção, que afetam a permeabilidade (movimentos e fluxos) entre os ecossistemas (Forman 1995) e influenciam as direções dos movimentos na paisagem (Cadenasso et al. 2003).

Numa perspectiva histórica, Wiens et al. (1985) já destacavam a necessidade de conhecer os detalhes da dinâmica de fronteira para o entendimento dos padrões e processos da paisagem e Noss (1983) atribuía a esse entendimento um forte peso na conservação da diversidade biológica e na criação e gestão de espaços protegidos. Mais recentemente as fronteiras se tornaram foco de investigação na Ecologia da Paisagem (Fortin et al. 2000) e a avaliação da sua dinâmica de influência se tornou um novo direcionamento dessa disciplina,

além de ser uma questão importante no planejamento da conservação (Wiens 2005) e na gestão do uso da terra (Fortin et al. *op. cit.*).

As características das fronteiras são especialmente sensíveis às mudanças ambientais e podem ser utilizadas como indicadores de mudança ao longo do tempo (Fortin et al. 2000). Roldán Martín et al. (2006) demonstraram que as fronteiras são os atributos da paisagem que melhor descrevem as mudanças históricas. Além disso, a frequência e o tipo de fronteira já têm sido utilizados para descrições quantitativas de padrões de paisagem (Metzger & Muller 1996).

Considerando essas questões, é promissor o método de identificação e caracterização de mosaicos na paisagem pelo agrupamento espacial de diferentes manchas a partir de seus padrões típicos de fronteiras (Roldán Martín et al. 2003, 2006; Valverde et al. 2008). Segundo Wiens (1995), para se estudar mosaicos devemos ser capazes de definir, mapear e quantificar fronteiras através de uma variedade de medidas úteis na interpretação da paisagem de diferentes formas. Esta estratégia tem grande capacidade de descrição dos cenários históricos pelo fato dos mosaicos integrarem informações do uso e das fronteiras simultaneamente (Roldán Martín et al. 2006). Além disso, esse modelo pode ajudar a compreender os efeitos da exploração da sociedade e da oferta ambiental do território e como mudam seus elementos, valores, processos e possibilidades de exploração dos recursos no tempo, isso porque os mosaicos identificados na paisagem podem ser considerados uma representação do padrão de exploração dos recursos naturais (Valverde et al. 2008).

Embora os mosaicos construídos com base na vizinhança capturem relações e interações essenciais e estejam presentes nos sistemas socioeconômicos e ecológicos, eles têm recebido pouca atenção no planejamento, enquanto poderiam ser o ponto de partida para as perguntas e estratégias que orientam o planejador na análise e no desenho da melhor configuração dentro do contexto de vizinhança (Hersperger 2006). Assim, estudar as mudanças de configuração e os encadeamentos históricos no bojo dessa perspectiva poderia facultar interpretações mais contextualizadas com a realidade de paisagens heterogêneas. Essa temática poderia ser mais facilmente aplicada se fossem ampliadas algumas linhas de pesquisa promissoras, como o aprimoramento da definição e da quantificação da heterogeneidade da paisagem; o desenvolvimento de modelos conceituais e ferramentas computacionais que auxiliassem o entendimento das redes complexas de interação e; principalmente, a elaboração

de estudos que relacionem a heterogeneidade e a sustentabilidade ecológica em conciliação com os serviços ambientais, o que tem sido um dos desafios da ecologia atual (Shaver 2005).

Desta forma, este estudo parte do princípio de que as interpretações imprescindíveis em planejamentos ambientais sobre o estado de conservação de uma paisagem heterogênea ao longo do tempo e a direção das forças que conduzem os seus movimentos futuros podem ser feitas por meio da avaliação de fronteiras e identificação de mosaicos.

3.1.1 Objetivo

O objetivo deste capítulo foi avaliar as mudanças de heterogeneidade estrutural de uma área de Mata Atlântica nos últimos 40 anos de pressão antrópica sob a perspectiva da identificação de mosaicos formados pelos padrões de fronteiras, comparando as modificações estruturais previstas para esse território no cumprimento das atuais medidas de proteção legal ambiental.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Área de estudo

A área de estudo envolve 14.060 ha da Serra do Japi, uma área montanhosa pertencente aos municípios de Jundiaí, Cabreúva e Indaiatuba, Estado de São Paulo, Brasil (Figura 1). Engloba uma porção significativa de Mata Atlântica conservada que envolve uma área protegida como Unidade de Conservação, a Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi (RBMSJ), e está delimitada por importantes vias de acesso, que desconectam a paisagem local. Mesmo com a crescente pressão urbana, essa área está amplamente protegida nas esferas municipal, estadual e federal e têm atualmente como principal atividade econômica os reflorestamentos, embora essa nem sempre tenha sido a realidade da região, que no passado era essencialmente rural e com grande produção agrícola.

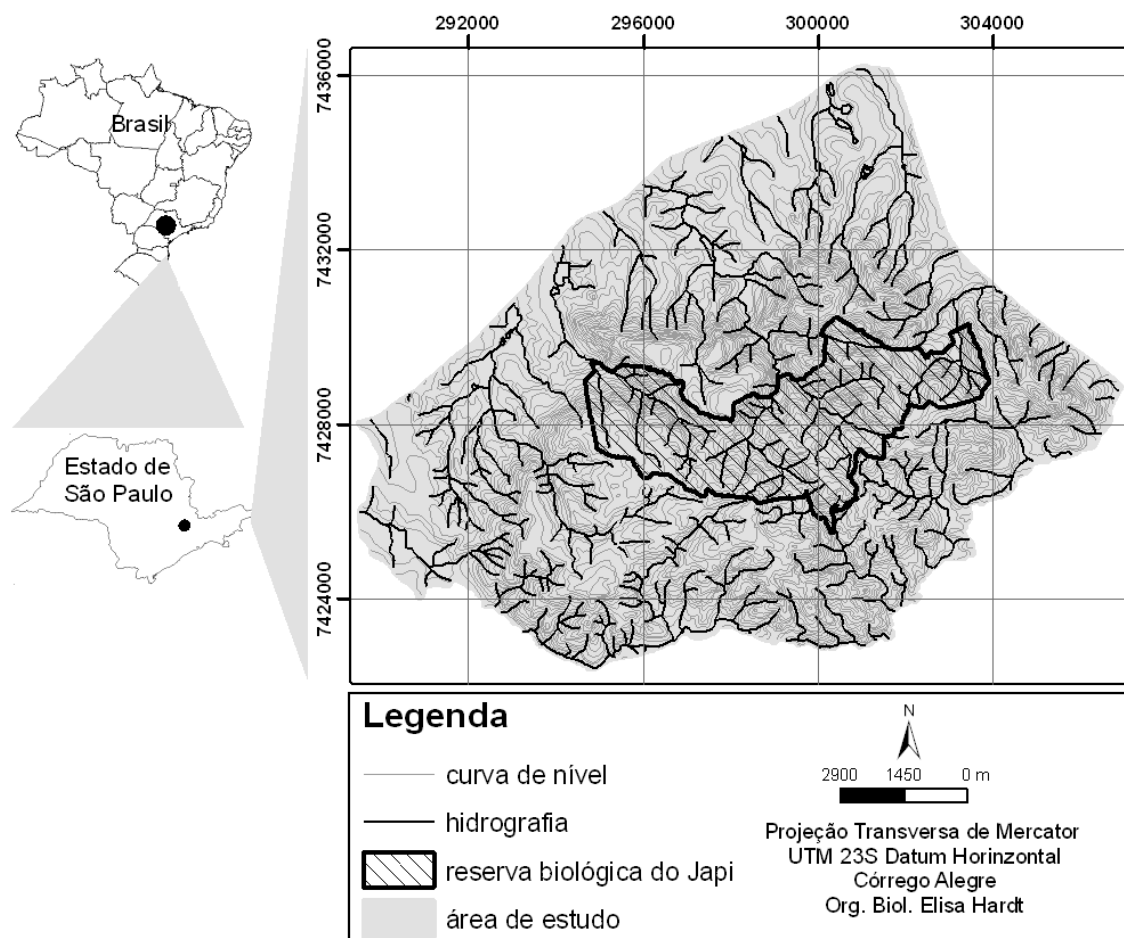


Figura 3.1. Localização da área de estudo na Serra do Japi, região de Jundiaí, São Paulo, Brasil.

3.2.2 Caracterização do uso e da ocupação da terra

O mapeamento da área foi realizado em tela no software ArcGis® versão 9.2 a partir de ortofotos aéreas de 1962, 1994 e 2005, em escala de 1:25.000. A tabela 3.1 apresenta a legenda temática utilizada na categorização das manchas.

Foi construído um cenário de representação dos atos legais de proteção de florestas do Japi, utilizando como plano de fundo os usos e as ocupações do mapa de 2005 nas áreas destituídas de proteção, conforme critérios apresentados no Capítulo 1.

Tabela 3.1. Categorias e critérios de classificação do uso e da cobertura da terra da Serra do Japi.

Categorias	Sigla	Crítérios de classificação
Afloramento rochoso	afl	Rochas expostas ou sem cobertura vegetal em áreas escarpadas e de grandes altitudes
Áreas agrícolas	agr	Áreas com culturas agrícolas anuais ou perenes
Campo antrópico	cam	Áreas de pasto, antigas agriculturas e silviculturas abandonadas, jardins, gramados, e lotes desocupados
Lagos e represas	lag	Lagos naturais e artificiais
Mata nativa	bos	Fragmentos de Floresta Estacional Semidecídua
Ocupação urbana	ocu	Áreas ou edificações isoladas: residenciais, comerciais e industriais
Silvicultura	plan	Plantios de <i>Eucalyptus</i> sp., <i>Pinus</i> sp. ou <i>Araucaria angustifolia</i> , com ou sem sub-bosque de vegetação nativa
<i>Stepping stones</i>	ste	Aglomerados e corredores arbóreos ou arbustivo-arbóreos, naturais ou resultantes de ações antrópicas
Solo exposto	exp	Áreas rurais ou urbanas desprovidas de cobertura vegetal
Sistema viário	via	Caminhos, trilhas, ruas e estradas

3.2.3 Identificação de fronteiras

Com base nos mapas históricos e de proteção legal da área e utilizando comandos do software ArcGis® foi desenvolvida uma técnica na identificação das fronteiras de cada mancha para a obtenção de matriz de manchas por fronteiras (Figura 3.2). O desenvolvimento dessa nova técnica teve como referência outros estudos de identificação de fronteiras a partir das zonas de contato entre manchas adjacentes de diferentes usos da terra (Rescia et al. 1994; Metzger & Muller 1996; Róldan Martín et al. 2003, 2006).

Primeiro foi feito a representação das zonas de contato entre as manchas adjacentes a partir da criação de uma nova camada de informação resultante da extração de zonas de 1 m de largura interna e externa às manchas de uso (Figura 3.2a). Depois de rasterizados em células de 0,5 m², cada tipo de uso foi classificado em números primos entre 3 e 29 (Figura 3.2b). Por último, as camadas reclassificadas foram multiplicadas 2 a 2 por sobreposição e os produtos desse cálculo permitiram a identificação dos tipos de vizinhança já que o resultado da multiplicação entre números primos sempre resulta em combinações únicas (Figura 3.2c).

O retorno das informações para o modo vetorial permitiu sua quantificação em área e a continuidade das análises de identificação dos mosaicos.

3.2.4 Identificação de mosaicos

A identificação dos mosaicos foi realizada a partir das informações de frequência dos 37 tipos de fronteiras identificadas na área e tendo como base os resultados de estudos anteriores em que a paisagem foi analisada pelo seu conjunto de mosaicos definidos por padrões de fronteiras semelhantes (Roldán Martín 2003; Roldán Martín et al. 2003, 2006; Valverde et al. 2008).

O primeiro passo para a identificação dos mosaicos foi o registro da ocorrência e da frequência de fronteiras de cada mancha em cada um dos 4 cenários a partir de uma sequência de comandos no software ArcGis®: *Spatial Join > Pivot Table > Summary Statistics*, em que as informações de fronteiras foram: sobrepostas, reorganizadas para inclusão dos valores de frequência e sumarizadas com base nas manchas de mesmo número de identificação (ID).

As matrizes de manchas por fronteiras resultantes foram submetidas à análises multivariadas de ordenação e classificação, segundo proposta metodológica de Roldán Martín et al. (2003, 2006), com modificações (Figura 3.3).

A ordenação foi realizada no *software* PC-Ord® pelo método de análise de correspondência DECORANA – DCA (Hill & Gauch 1980) com reescalamiento dos três primeiros eixos (Figura 3.3a). Essa técnica foi escolhida por garantir a interdependência entre os eixos da ordenação e, embora seus resultados fossem suficientes na identificação dos mosaicos, foi aplicada uma análise classificatória *a posteriori* para facilitar a cartografia dos resultados. Os valores de coordenadas das manchas nos eixos foram submetidos à análise hierárquica no *software* XStat®, com algoritmo UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean), agregação pelo Método Ward e medida de dissimilaridade por distância euclidiana (Figura 3.3b).

Os mosaicos finais de cada período de análise foram definidos com base em um nível de corte do dendrograma, o qual foi determinado a partir da comparação de médias 2 a 2 da frequência de fronteiras observadas em cada um dos seus ramos de bifurcação (ANOVA, $p < 0,05$).

Com o objetivo de estudar as mudanças temporais ocorridas, avaliando a semelhança entre os padrões de fronteiras dos mosaicos obtidos nos diferentes períodos, os mosaicos dos cenários foram re-agrupados e organizados em uma única matriz de mosaicos por fronteiras submetida para novas análises de ordenação, classificação e de variância (Figura 3.3c), conforme proposta de Roldán Martín et al. (2006).

Ao final, os resultados estatísticos obtidos foram incorporados ao banco de dados do ArcGis® e representados espacialmente.

3.2.5 Medidas de caracterização dos mosaicos na paisagem

Depois de identificados, os mosaicos foram avaliados e comparados entre si quanto à sua facilidade ou dificuldade de gestão e quanto a sua tendência de contribuição para a conservação. Essa avaliação partiu do princípio que o aumento na heterogeneidade da paisagem decorrente de influências antrópicas resulta na necessidade de ampliação dos esforços de gestão e de monitoramento ambiental em situações em que a principal preocupação é a manutenção da conservação biológica, como é o caso da Serra do Japi. Dessa forma, analisando os mosaicos como uma expressão da heterogeneidade natural da paisagem e considerando sua relação com o número e a natureza das manchas e suas fronteiras (Rescia et al. 1994, 1995), essa avaliação foi feita com base em um conjunto de medidas de caracterização de seus atributos apresentadas no Quadro 3.1.

De modo geral, foram identificados como mosaicos de gestão ambiental mais complexa aqueles com maiores tipos de uso; número de manchas; maiores valores de frequência, riqueza, diversidade e densidade de interações de fronteiras; além de menores valores de dominância de fronteiras. Alguns dos critérios de caracterização dos mosaicos foram utilizados como referência na discussão sobre a tendência de contribuições de cada mosaico à

conservação ambiental, o que posteriormente será melhor explorado a partir de um conjunto de critérios de valoração da conservação biológica dos mosaicos com a aplicação de métricas da paisagem (Cap. 4).

A utilização dessas estratégias de comparação entre os mosaicos permitiu avaliar os cenários históricos estudados e compará-los ao cenário legal, identificando quais foram os ganhos e as perdas esperadas por esse modelo de planejamento idealizado pelos atos legais de proteção de florestas.

Quadro 3.1. Medidas de caracterização das manchas e fronteiras dos mosaicos identificados nos cenários históricos e de proteção legal.

Caracterização	Métrica	Significado
Frequência de fronteiras	FqF	Número total de fronteiras
Riqueza de fronteiras	R	Número de tipos de fronteiras
Diversidade de fronteiras	$H' = -\sum pi \times \ln pi$ $pi = \frac{ni}{N}$	Proporção entre o número de fronteiras nas suas diferentes categorias (ni) e a amostra total de fronteiras (N)
Número de manchas	NM	Número de polígonos de uso identificados no mapeamento
Riqueza de usos	RU	Número de categorias de usos mapeados
Densidade de interações	$DI = \frac{FqF}{A} \cdot 10^{-1}$	Complexidade de interações de fronteiras (FqF) corrigida pela sua extensão em hectares (A)
Dominância de fronteiras	$DF = \frac{FS}{RF}$	Grau de conexão segundo as interações características do mosaico, representada pelo número de categorias de fronteiras significativas (FS) que somam 90% das fronteiras do mosaico

Fonte: Roldán Martín et al. 2003; Valverde et al. 2008 (com modificações).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados de mudanças por fronteiras e mosaicos ampliaram as discussões a respeito das alterações de conservação florestal e de suas prováveis implicações de manejo. Essa abordagem teve como princípio estudos como o de Rescia et al. (1995), que relacionam as mudanças históricas de fronteiras com os valores atuais de diversidade de plantas.

3.3.1 Heterogeneidade de fronteiras na paisagem

A observação das variações das freqüências de fronteiras entre os cenários estudados (Figura 3.4) ressaltou importantes mudanças na paisagem, indo ao encontro de estudos que caracterizam as fronteiras como o melhor indicador de mudanças na paisagem (Roldán-Martín et al. 2006). Essas variações foram capazes de expressar o grau de interação entre as manchas e capturar complexidades e mudanças na estrutura da paisagem e conseqüências funcionais que não poderiam ser detectadas pelas medidas baseadas unicamente nas manchas, conforme investigado por Zeng & Ben Wu (2005).

Uma das principais contribuições da análise por freqüência de fronteiras no entendimento da evolução histórica da paisagem foi o surgimento de uma nova interpretação para o processo de crescimento urbano da área. A análise por fronteiras mostrou que, ao contrário do esperado pela análise de manchas, em que 2005 foi o período de maior ocupação urbana em área (Cap. 1), a maior freqüência de interações entre manchas urbanas e outros usos ocorreu em 1994. Esse período parece ter sido um marco de mudança entre a paisagem tipicamente rural e agrícola de 1962 e a paisagem de 2005 de ocupações urbanas consolidadas, em que o processo de urbanização se inicia com a ampliação de interações, principalmente com construções isoladas. Um fator que contribui para essa interpretação de que esse foi um período de grandes mudanças no direcionamento de uso e exploração da paisagem, foi a ampliação expressiva na freqüência de fronteiras com reflorestamentos. O aumento dessa atividade já havia sido diagnosticado durante as análises por manchas, mas a medida de fronteira demonstrou mais claramente a amplitude da transformação do espaço.

Outra contribuição da análise por fronteiras foi o aumento na sensibilidade para entender a acessibilidade. Embora não tenha havido variação significativa na extensão das vias de acesso e em 1962 terem sido interpretadas como de menor impacto em função de serem, na sua maioria, representadas por caminhos estreitos e de terra (Cap. 1), em termos de interação, pode-se dizer que 1962 foi o período de maior circuiticidade, o que pode ter significado uma maior intensidade de efeitos negativos sobre a paisagem e sobre o direcionamento das suas mudanças, conforme teoriza Dramstad et al. (1996) e Antrop (2005).

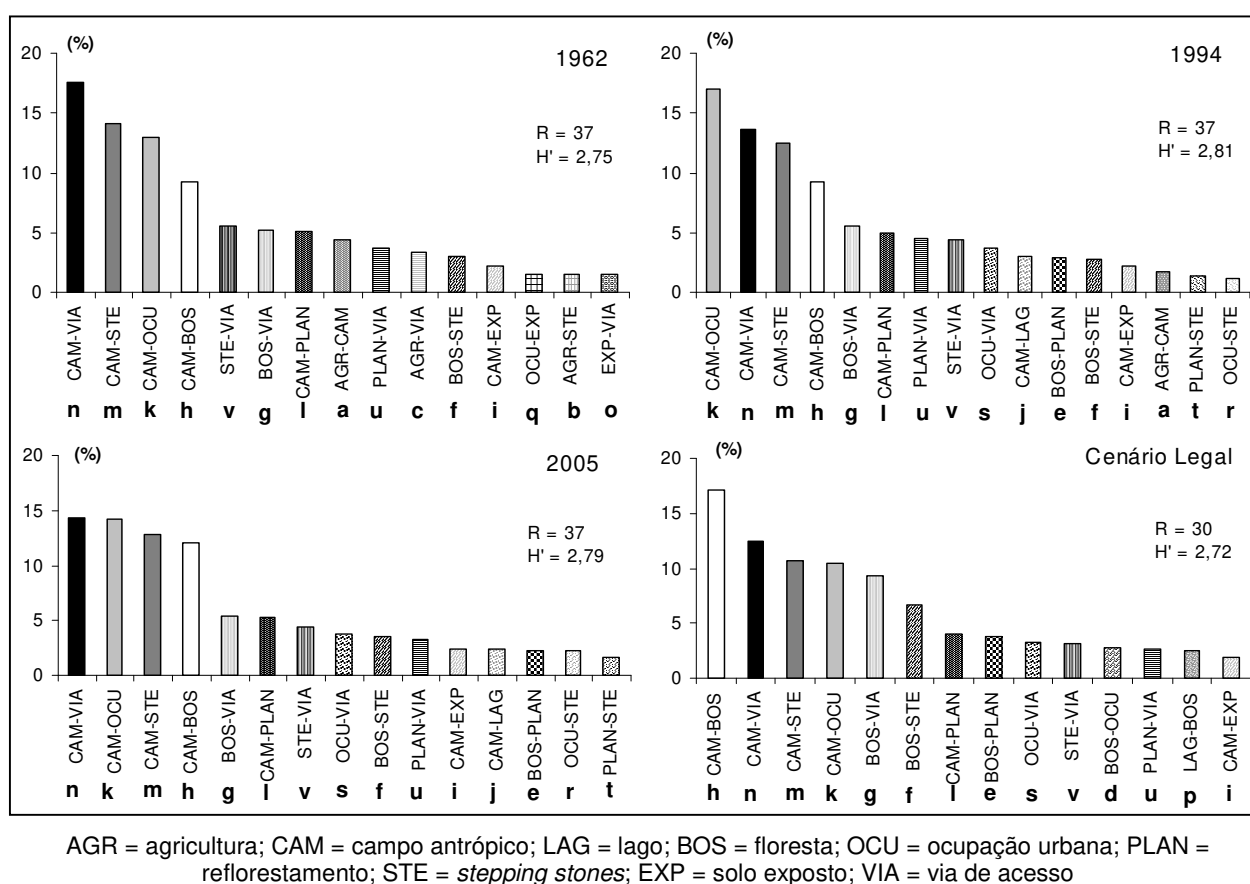


Figura 3.4. Frequência relativa de 90% das fronteiras ocorrentes em cada período de estudo.

A análise dos resultados para o cenário legal indicou que a efetividade das leis de proteção poderia modificar as relações ecológicas e de fluxo na paisagem. Ao mesmo tempo em que este cenário permitiria uma redução na frequência de interações com as ocupações urbanas, ele também ampliaria as interações entre matas nativas e outros usos, principalmente campos antrópicos e vias de acesso, o que pode representar um aumento dos efeitos negativos

sobre a floresta. Segundo Zeng & Ben Wu (2005), essa situação pode gerar novas rupturas na paisagem e aumentar a fragmentação. Por outro lado, em termos de riqueza e diversidade de fronteiras (Figura 3.4) a paisagem idealizada pelo cumprimento dos atos legais teria uma menor variedade e melhor distribuição de tipos de interações, principalmente em função da obrigatoriedade de cobertura de mata nativa ao redor de lagos e represas, que teriam interações de vizinhança exclusivamente com as matas.

Assim como no estudo de Rescia et al. (1994), a análise de diversidade de fronteiras ao longo dos anos trouxe detalhes sobre a evolução da paisagem. A comparação entre os valores de diversidade de fronteiras reforçou a idéia de que 1994 foi um período de forte direcionamento das mudanças históricas, em que a maior desigualdade na distribuição dos tipos de fronteiras pode ser indício de menor organização espacial da paisagem, ou ainda, de reordenação espacial se observado que em 2005 a igualdade de distribuição dos tipos de fronteiras retornaram a uma condição mais próxima à observada em 1962.

3.3.2 Mosaicos da paisagem

As técnicas de ordenação e agrupamento das manchas identificaram que 9 mosaicos compõem os 4 cenários construídos para o Japi, sendo reconhecidos 6 mosaicos no cenário de 1962 e Legal e 7 nos anos de 1994 e 2005 (Figura 3.5). Os mapas de mosaicos identificados para cada período (Figuras 3.6 a 3.9) são uma representação das diferentes porções territoriais que possuem um conjunto típico de interações de fronteiras entre manchas, descritas e comparadas entre si a partir de seus atributos (Tabela 3.2 e Figuras 3.10 e 3.11).

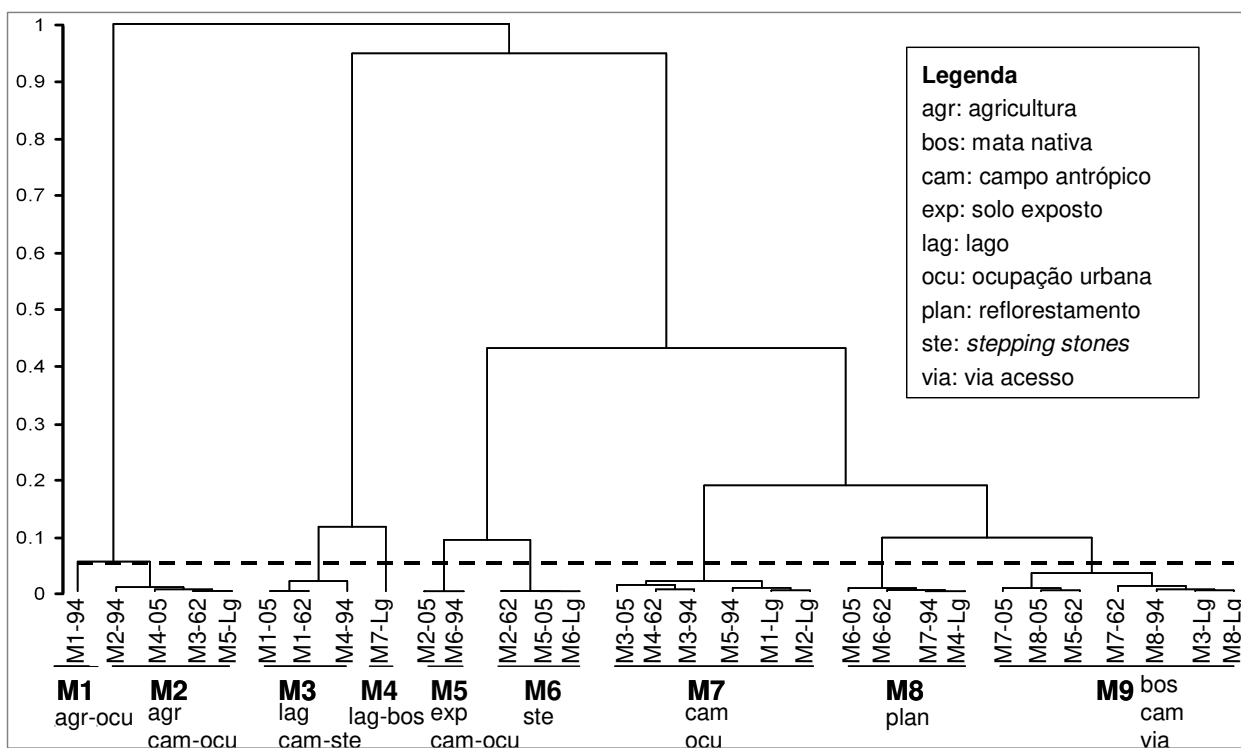


Figura 3.5. Dendrograma final de identificação dos 9 mosaicos de equivalência entre os cenários estudados por agrupamento hierárquico.

A avaliação das mudanças na paisagem a partir de mosaicos trouxe contribuições adicionais à usual interpretação da paisagem a partir da sobreposição de manchas de uso da terra, conforme será apresentado nos itens a seguir.

Tabela 3.2. Sumário de descrição das fronteiras e usos dos mosaicos de 1962, 1994, 2005 e Cenário Legal.

		NM	FqF	R	FS	RU	A	Usos significativos
Mosaico 1	1994	21	21	1	1	1	0,1	ocu
	1962	229	629	7	4	2	306	agr
Mosaico 2	1994	841	1056	9	3	3	181	agr
	2005	125	304	11	6	3	99	agr
	Legal	73	259	7	5	2	81	agr
	1962	75	139	8	5	2	39	lag
Mosaico 3	1994	190	426	10	5	2	98	lag; ste
	2005	191	348	9	4	3	68	lag
Mosaico 4	Legal	238	298	3	2	2	87	lag; bos
Mosaico 5	1994	145	380	11	6	3	80	exp; ocu
	2005	219	590	14	6	4	142	exp; ocu
	1962	755	2078	15	6	6	6471	bos
Mosaico 6	2005	688	4554	20	6	4	340	ste; bos
	Legal	814	2234	13	5	6	304	ste
	1962	860	1177	14	4	3	129	exp; ocu
Mosaico 7	1994	1156	5018	27	10	6	3547	cam; ste; ocu
	2005	1347	1968	17	8	4	2294	cam; ocu
	Legal	1093	2418	17	6	4	636	ocu; exp
	1962	179	679	18	8	4	676	plan
Mosaico 8	1994	323	1053	13	5	3	2880	plan; bos
	2005	309	1062	14	4	2	1414	plan
	Legal	271	1050	9	4	3	796	plan
	1962	871	6159	24	10	5	6449	cam; bos
Mosaico 9	1994	419	3704	25	9	6	7291	bos
	2005	1100	7477	29	10	7	9709	bos; cam
	Legal	1734	12619	23	10	7	12163	bos; cam

NM = número de manchas; atributos de fronteiras: FqF = frequência, R = riqueza, FS = significativas; RU = riqueza de uso; A = área do mosaico (ha).

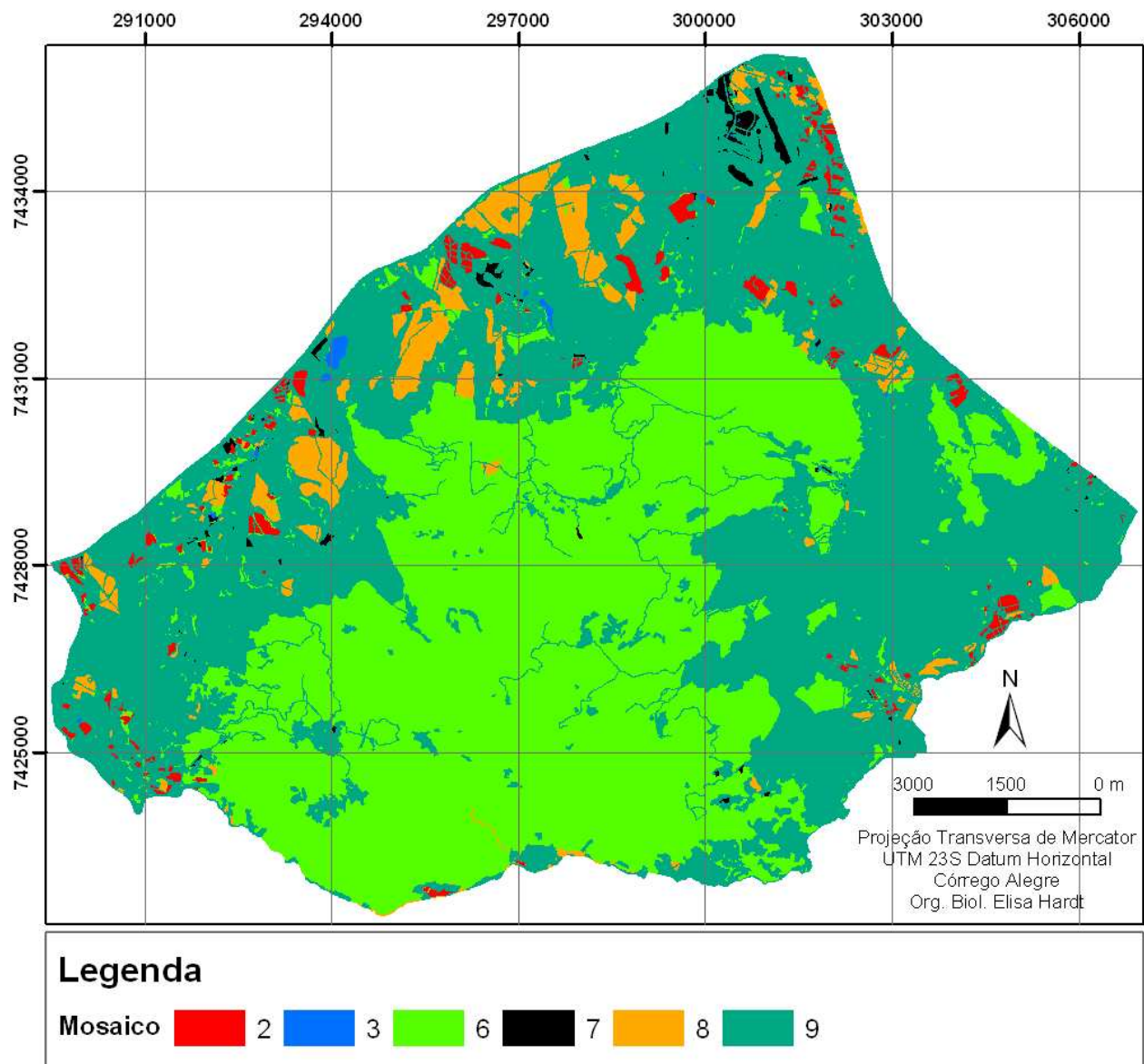


Figura 3.6. Mapa de mosaicos 1962, Serra do Japi.

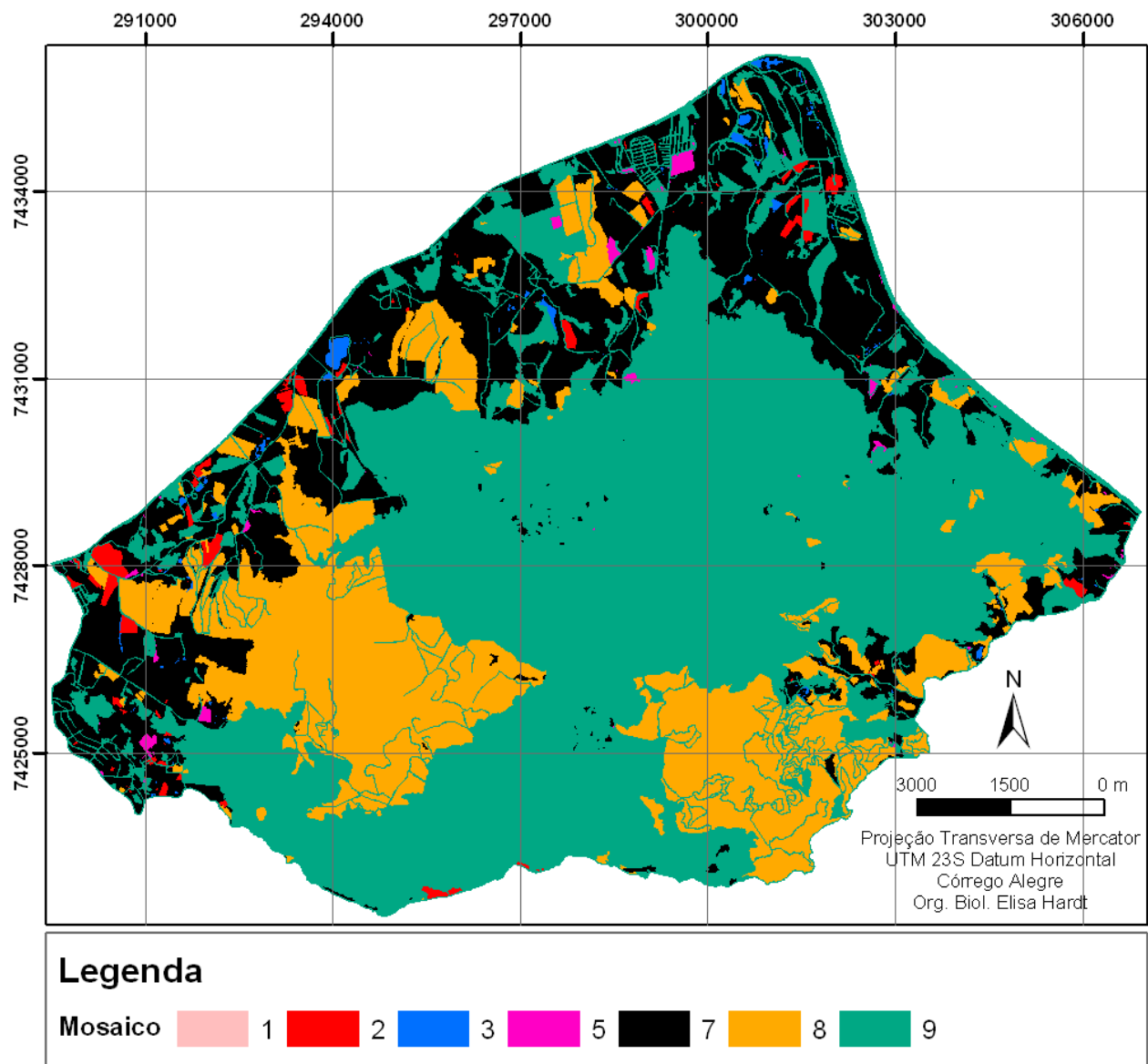


Figura 3.7. Mapa de mosaicos 1994, Serra do Japi.

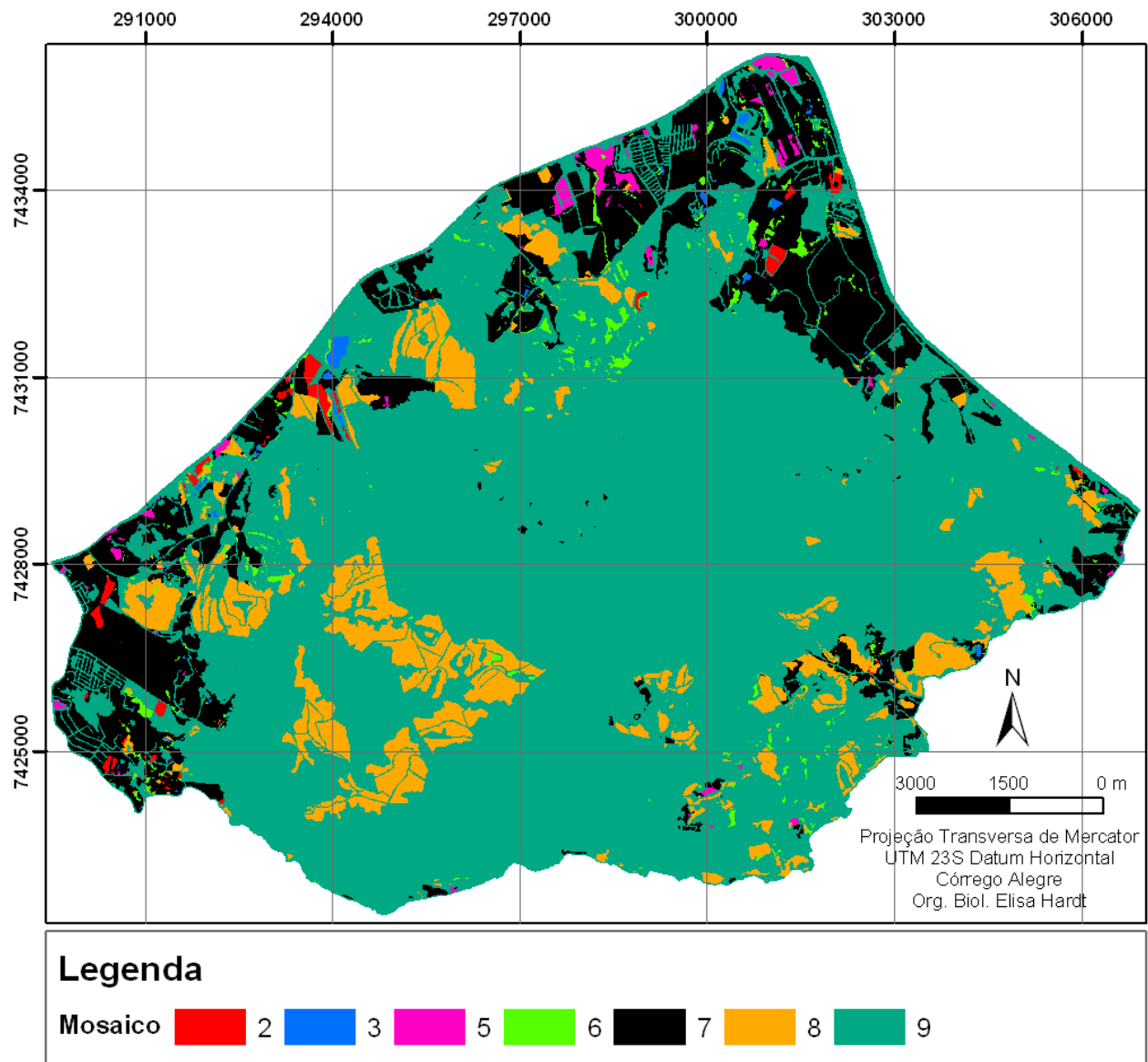


Figura 3.8. Mapa de mosaicos 2005, Serra do Japi.

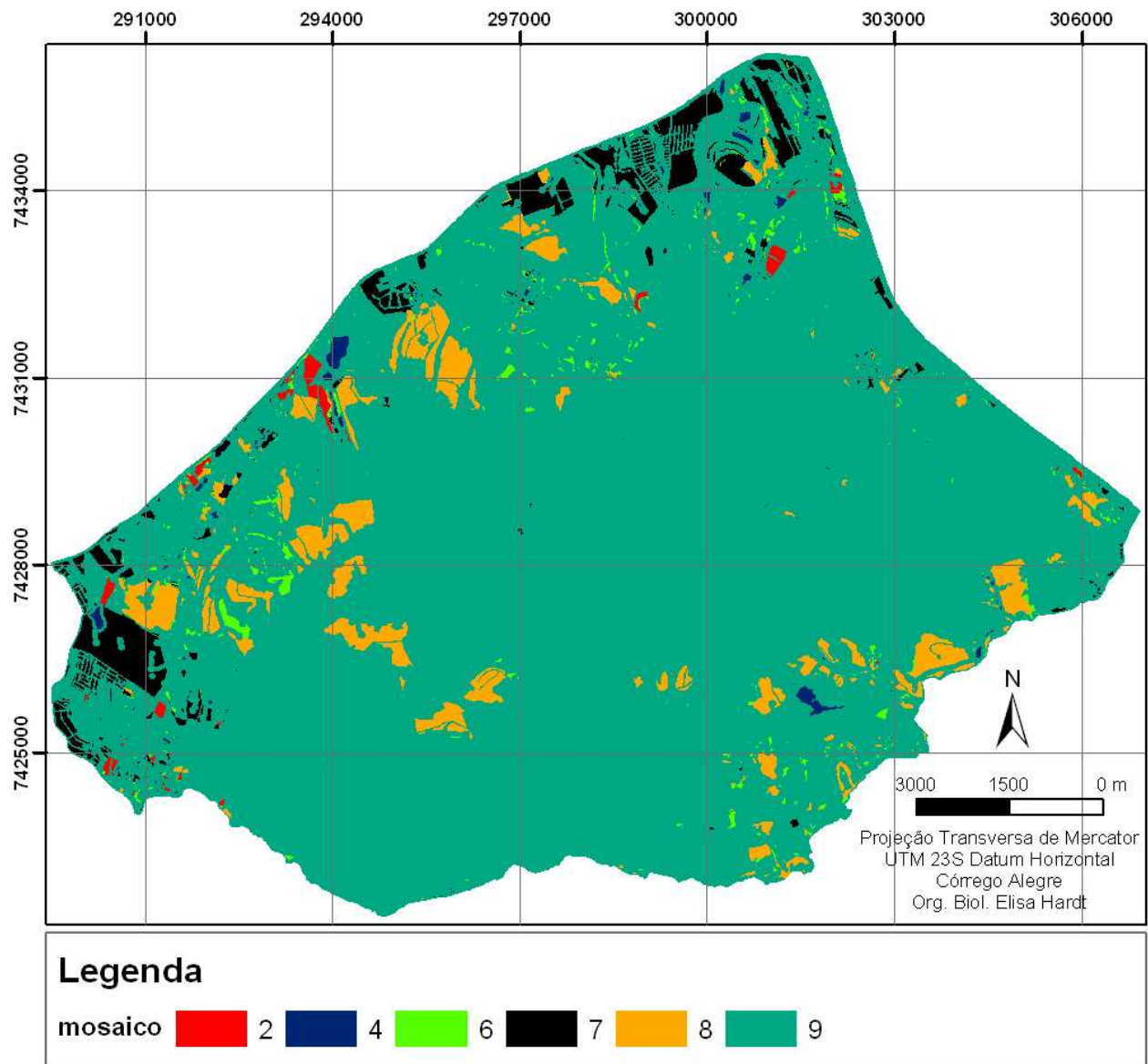


Figura 3.9. Mapa de mosaicos do Cenário legal, Serra do Japi.

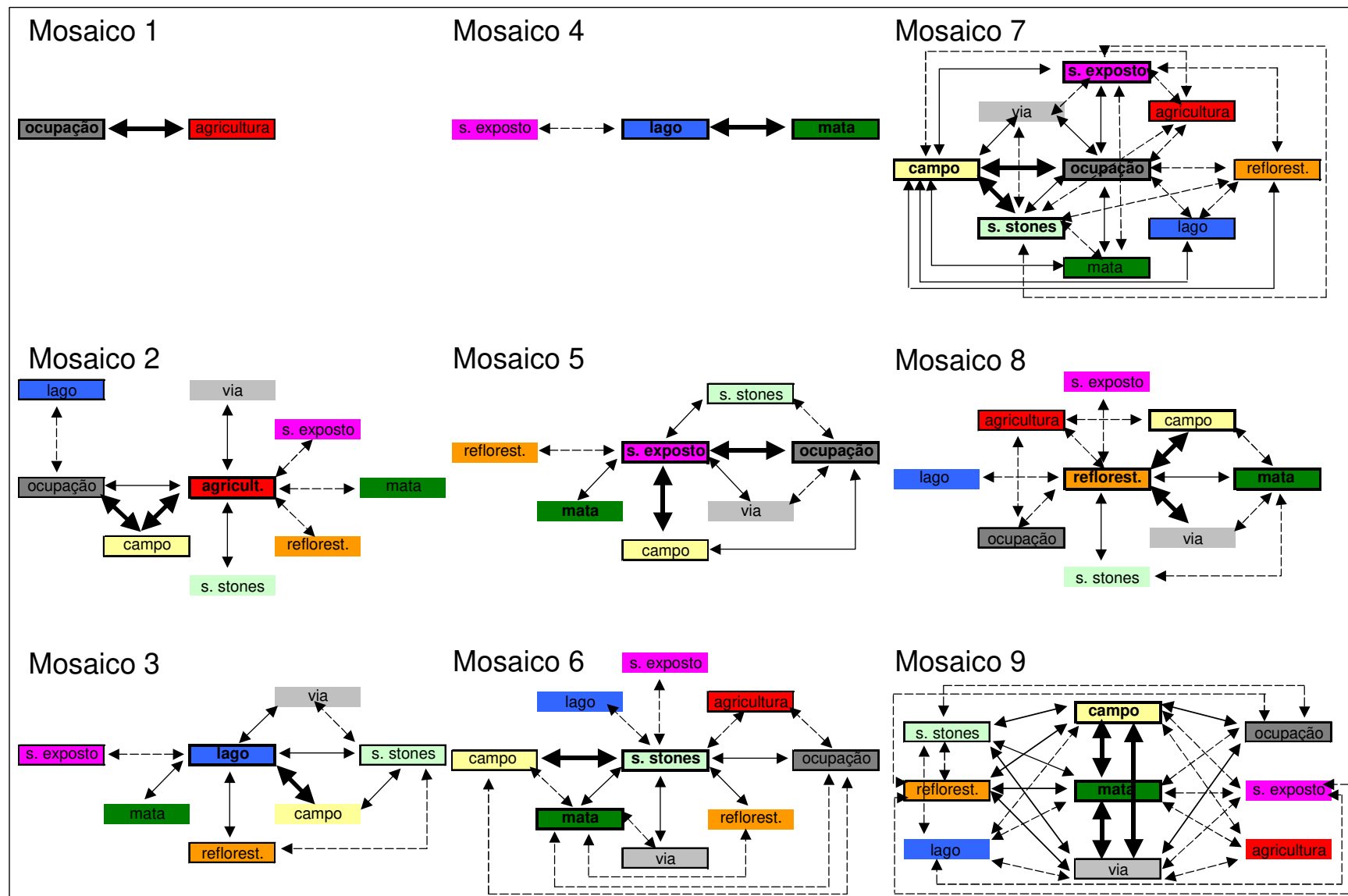


Figura 3.10. Representação gráfica das complexidades de interações de cada mosaico. A espessura das flechas e das caixas indica a abundância dos tipos de interações de usos.

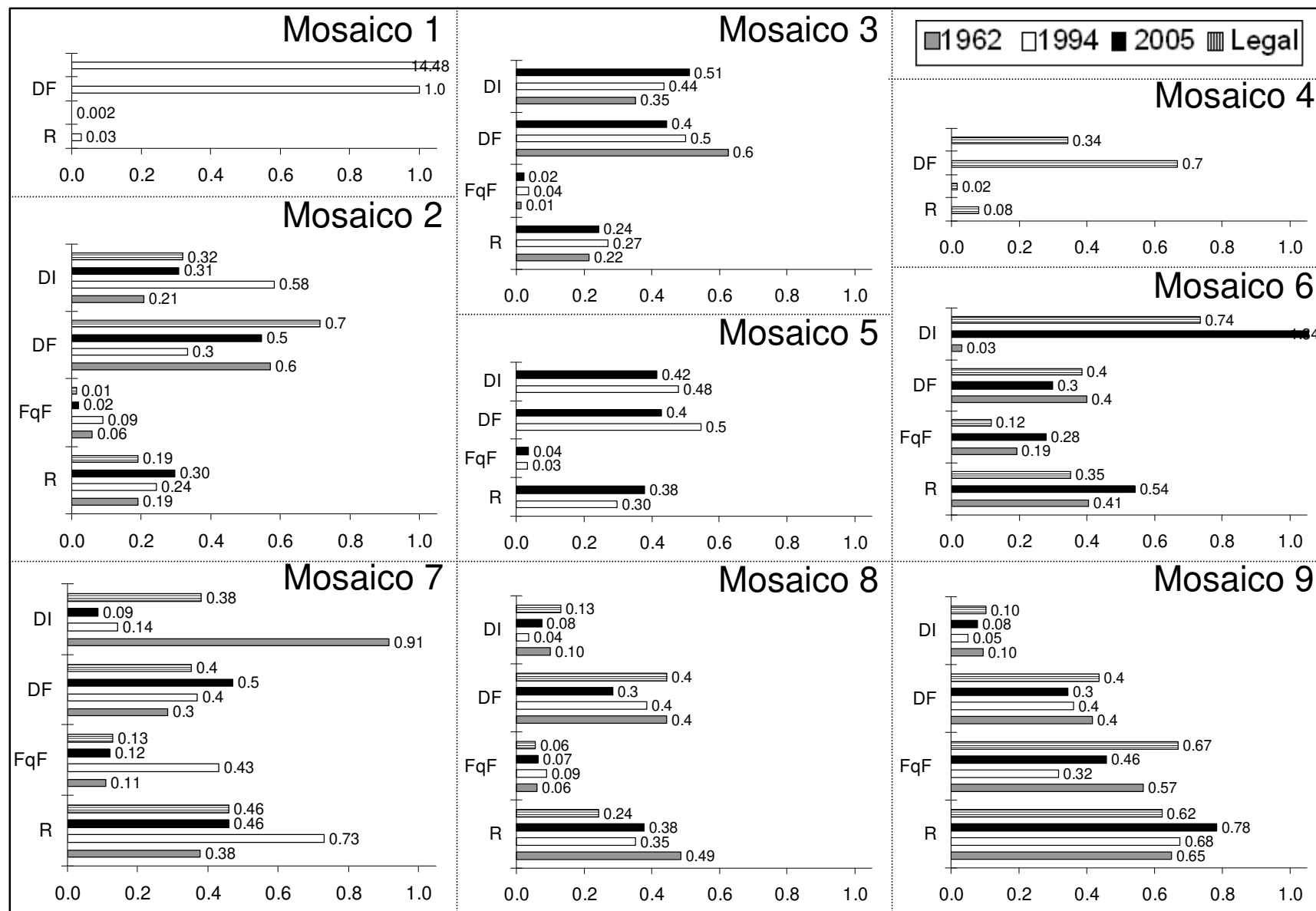


Figura 3.11. Atributos de fronteiras dos mosaicos: R = riqueza; FqF = frequência; DF = dominância; DI = densidade de interação.

3.3.2.1 Mudanças históricas da Serra do Japi

A avaliação da seqüência histórica de mudanças nos mosaicos da paisagem permitiu uma melhor interpretação das mudanças da heterogeneidade da paisagem, identificando onde e quando ocorreram mudanças nos vetores de exploração do território. A comparação entre os mapas de mosaicos de 1962 e 1994 (Figuras 3.6 e 3.7), por exemplo, chama a atenção para a ampliação da heterogeneidade da paisagem representada pela nova configuração de mosaicos e para a observação de importantes transformações e ampliações nos vetores de exploração por reflorestamentos, que mudaram sua distribuição principal do Norte para as porções Leste e Oeste da área. Dessa forma, pode-se dizer que avaliação das mudanças históricas da Serra do Japi em termos de mosaicos da paisagem ajudou a entender a evolução da dinâmica e da complexidade de interações entre as manchas, indicando momentos de contrações e de dilatações de determinados tipos de interações que identificaram não só os efeitos da exploração do homem sobre o território, descritos por Valverde et al. (2008), como também foram capazes de delimitar fisicamente áreas de influência de determinados tipos predominantes de uso ou interação. A simples sobreposição entre os mapas de uso e cobertura da terra de diferentes períodos não foi capaz de identificar essas mudanças de interações nem de delimitar essas áreas de influência por vetores de exploração.

Nos últimos 40 anos, a região de maior dinâmica de mudança em termos de mosaicos foi a do entorno da Serra, principalmente na porção Norte da área de estudo com a ampliação da heterogeneidade horizontal da paisagem, sobretudo pelo aumento das áreas de influência antrópica (M5 e M7) (Figuras 3.6 a 3.8). Considerando que o aumento na heterogeneidade horizontal da paisagem é, por princípio, um indicador do surgimento ou ampliação de distúrbios (Forman & Godron 1986), os resultados sugerem que não houve uma política clara de conservação para essa porção do território ou, se chegou a existir, esteve em constantes mudanças.

Conforme observado na análise de mudanças por manchas (Cap. 1), 1962, um período que antecede importantes marcos legais na proteção de florestas, foi o que apresentou diferenças mais marcantes em relação aos dias de hoje, principalmente em relação ao estado de conservação dos remanescentes florestais, que embora tivessem as maiores ocupações em área, tinham claros sinais de perturbação indicados pela constante presença de perfurações por

clareiras antrópicas. Ainda que a avaliação por manchas tenha permitido observar esses indícios de degradação, somente com a construção dos mosaicos foi possível diferenciar remanescentes de florestas com relações de vizinhança distintas o que, a princípio, possibilitaria o direcionamento das preocupações e das proposições de medidas de proteção e gestão em consonância com a situação de influência. Dessa forma, os resultados permitiram distinguir os fragmentos de mata de 1962 em dois grupos, o primeiro, equivalente a 76% dos remanescentes de mata nativa, sob influência das manchas de *stepping stones* (M6) e o segundo grupo, comum a todos os outros cenários estudados, com riqueza e frequência de fronteiras mais elevadas e presença marcante das interações com os campos antrópicos (M9) (Tabela 3.2, Figuras 3.6, 3.10 e 3.11).

Tendo a conservação ambiental como referência para a Serra do Japi, a comparação entre os cenários analisados indicou 1994 como o período com piores tendências de exploração do território em função da ampliação das áreas de influência de atividades antrópicas identificada pelo aumento na cobertura dos mosaicos de domínio de reflorestamentos (M8), de represamentos de corpos d'água (M7) e, principalmente, de ocupações urbanas (Tabela 3.2 e Figuras 3.7, 3.10 e 3.11). A presença de influência urbana em quatro dos sete mosaicos identificados nesse cenário (M1, M2, M5 e M7) pode ser um indicativo de que houve estímulos à urbanização nesse período com tendência de ampliação, resultado reforçado pelas análises de fronteiras que descrevem esse cenário como um período de transição entre a paisagem essencialmente rural e agrícola de 1962 e a paisagem de aglomerados urbanos de 2005. Essas peculiaridades na dinâmica de mudanças desse período não puderam ser identificadas a partir das análises por manchas, em que 2005 era visto como o período de maiores preocupações com o processo de urbanização, principalmente em função da ampliação dos aglomerados urbanos, interpretados como uma importante força motora nas mudanças da paisagem em direção à expansão urbana e em detrimento aos ideais de conservação da Serra do Japi (Cap. 1).

Os resultados obtidos para 2005 mostraram que nesse período houve uma seleção de espaços destinados à ocupação urbana, com a organização das antigas construções isoladas de 1994 em aglomerados urbanos concentrados em dois núcleos urbanos principais, localizados na porção Norte da Serra (M7). Como resultado disso, houve uma redução nas áreas de influência urbana (M5 e M7) que não seguiu a tendência inicial de expansão detectada em 1994 (Figuras 3.7 e 3.8). Dessa forma, pode-se dizer que a aplicação da técnica de

mosaicos trouxe uma perspectiva de interpretação diferente para a ampliação urbana de 2005, conforme descrita no Capítulo 1. A presença de bairros planejados e de condomínios fechados resultou em um ordenamento do território que pode ter reduzido os efeitos negativos decorrentes das relações de vizinhança urbana.

A partir desses resultados, pode-se dizer que as mudanças históricas do Japi reforçaram os argumentos apresentados no estudo de Roldán Martín et al. (2006) de que os mosaicos são os elementos da paisagem com melhor capacidade de descrição de cenários históricos por integrarem informações de uso e de fronteiras simultaneamente.

3.3.2.2 Organização, complexidade, força e domínio de interações de um território

A principal vantagem do método proposto foi facilitar a visualização e a compreensão da organização dos elementos da paisagem, o que permitiu identificar a complexidade e as forças por tipos de interações entre manchas e, principalmente, reconhecer os elementos ou interações de domínio e suas mudanças ao longo do tempo. Essas constatações foram mais bem compreendidas a partir da representação das interações de cada mosaico ilustrada na Figura 3.10, em que mosaicos diferentes podem ter um conjunto igual de elementos ou até o mesmo tipo de interação, mas elas diferem em força e complexidade. Nessa abordagem, o mosaico de maior complexidade de interações na paisagem também foi o mosaico de domínio de florestas (M9), o que faz dele o de maior importância para o controle e a gestão da Serra do Japi para a conservação. A trama intrincada de fronteiras desse mosaico foi representada na Figura 3.10 e deixou claro que as maiores forças de interação ocorrem entre mata nativa, campo antrópico e vias de acesso ($0,3 < DF < 0,4$ – Figura 3.11), com domínio das manchas de mata e campo. Apesar das mudanças históricas de uso e cobertura da terra (Cap. 1), esse mosaico sempre se manteve na paisagem cobrindo grandes extensões territoriais (Figuras 3.6 a 3.9), inclusive no cenário legal, o que significa que as mudanças de complexidade de interações com as florestas pouco se alteraram ao longo dos últimos anos. Na verdade, se ampliou a cada período de análise ($46\% < 52\% < 69\% < 86\%$) (Tabela 3.2), agregando cada vez mais a maioria dos fragmentos de mata ($25\% < 88\% < 99,2\% < 99,8\%$) (Figuras 3.6 a 3.9), com elevada

freqüência de fronteiras e ocorrência da maioria dos tipos de usos (entre 50 e 70%) e de fronteiras (entre 60 e 80%).

Já em relação aos mosaicos de maior intervenção humana (agricultura, reflorestamento, ocupação urbana e represamento), o mosaico de domínio da ocupação urbana (M7) pode ser visto como de maior complexidade de interações, com grande força de interação de fronteiras entre ocupação urbana e campo antrópico (Figura 3.10). Esse mosaico esteve disperso ao redor das áreas de mata e concentrado nas porções Norte e Oeste da Serra (Figuras 3.6 a 3.9), com predomínio de manchas de ocupação urbana, campo antrópico e solo exposto (Figura 3.10 e Tabela 3.2). A comparação entre anos apresentada na Figura 3.11, mostrou que 1994 foi o período de maior complexidade de interações, representada pela maior riqueza e freqüência de fronteiras, embora com densidade de interações (DI) diluída pela sua grande extensão em área (Tabela 3.2), ao contrário do observado em 1962, quando esse mosaico comparativamente teve uma baixa freqüência e riqueza de fronteiras, com alta densidade de interações nas suas pequenas extensões.

Outra contribuição resultante do aumento da capacidade de compreensão das interações da paisagem foi sua habilidade em identificar a matriz da paisagem em uma escala de interpretação diferente das usualmente utilizadas. Essa constatação teve como referência o fato da interpretação da matriz ser dependente da escala de análise e o fato de ser formada, por definição, pelo elemento de maior controle sobre a dinâmica da paisagem (Forman 1995). Diante do exposto e tendo como exemplo as porções Norte e Oeste da área, os resultados permitem dizer que houve uma mudança na matriz da paisagem, que até 1962 poderia ser definida como uma matriz de campo antrópico com fragmentos de mata (M9) e que, em 1994, passa a ter domínio de mosaicos de influência urbana (M5 e M7). A identificação das mudanças na matriz pode trazer contribuições importantes para a conservação e a gestão de áreas, principalmente em regiões como a Serra do Japi, em que a heterogeneidade de usos antrópicos dificulta a identificação da matriz. Além disso, conforme defende Lindenmayer & Fisher (2006), a identificação e gestão da matriz pode representar uma estratégia complementar às medidas de proteção florestal do Japi, atualmente concentradas na manutenção do grande remanescente de mata sobre terreno de relevo acidentado.

Essas interpretações da paisagem a partir do agrupamento de interações por mosaicos possuem grande potencial de aplicação prática e podem ser utilizadas como instrumentos para

o processo de gestão, em que a decisão sobre o manejo de um território depende do conhecimento das relações de vizinhança entre usos e do seu grau de interação, o que não seria possível somente com a observação de atributos das manchas de uso. As informações sobre os atributos de fronteiras podem trazer orientações importantes para o gestor a respeito da funcionalidade dessa paisagem, ajudar na compreensão da exploração da oferta ambiental do território e na identificação de suas áreas de influência. Esse potencial é ampliado pelo fato do método utilizar técnicas avançadas de Sistema de Informação Geográfica (SIG) que permitem a identificação do censo de fronteiras, dispensando a subjetividade de análise do território por amostragem (Roldán Martín 2003). Esse “olhar” sobre a paisagem permitiu avaliar territórios maiores em unidades menores de interação, que possivelmente poderiam ser unidades de gestão. Nelas, as ações sobre as interações positivas e negativas poderiam ser trabalhadas de maneira mais clara e objetiva, dando ênfase para as interações com a floresta.

Considerando essa avaliação e os princípios fundamentais da ecologia da paisagem (Turner et al 2001), deduz-se que o aumento na heterogeneidade estrutural da paisagem possa ser analisado como um indicador da ampliação da complexidade das relações ecológicas de troca de matéria e energia, o que, de certa forma, demanda maiores esforços ao processo de gestão, já que representa um aumento no número de variáveis de influência sobre as atividades ou ações, principalmente se os esforços estiverem voltados para a conservação biológica. Diante disso, no caso da Serra do Japi, as características anteriormente descritas permitem pressupor que os mosaicos de domínio de ocupação urbana (M7) e de mata nativa (M9) foram, provavelmente, as unidades que demandaram maiores esforços para sua gestão.

3.3.2.3 Interações de conflito e de estabilidade ao longo do tempo

Uma das interações de fronteiras de maior estabilidade nos últimos 40 anos foi a freqüente interconexão de fragmentos de mata nativa perfuradas por manchas de campo antrópico, razão pela qual esses usos sempre estiveram reunidos em um mesmo mosaico (M9). Isso sugere que historicamente os campos antrópicos representaram o uso de maior influência antrópica sobre a conservação florestal da Serra do Japi e que esse deve ser o elemento chave das ações de controle e monitoramento para a manutenção das florestas nessa região. Além disso, essa proposição deve ser intensificada porque as perfurações podem representar um

primeiro estágio de uma seqüência de mudanças no padrão da paisagem (Forman 1995), ao mesmo tempo em que constituem uma possibilidade de interação benéfica na hipótese de serem utilizadas como áreas de recuperação natural das florestas. Cabe lembrar que os mapas de uso e cobertura da terra não colocavam em destaque a importância dessa relação, as atenções para a conservação tinham como principal enfoque às pressões urbanas e por reflorestamentos, com pouca preocupação com os campos formados por pastos, jardins e áreas abandonadas (Cap. 1).

Já a incompatibilidade de vizinhança entre mata e ocupação urbana necessariamente resulta em uma interação de conflito e foi encontrada dentro e entre os mosaicos de influência urbana (M7) e de domínio dos fragmentos de mata (M9). A observação dos mapas de mosaicos (Figuras 3.6 a 3.9) mostrou que essa relação foi crescente ao longo dos anos e se estabeleceu de maneira diferenciada na paisagem, por isso deve ter programas de intervenções específicos. Um exemplo disso são os pequenos fragmentos de mata da porção Norte do território em contato direto com os mosaicos urbanos dominantes, onde devem ser incentivadas ações de gestão que garantam a manutenção da integridade desses interconectores da paisagem como uma estratégia de conservação complementar às atuais medidas de proteção do grande remanescente de floresta localizado na porção central da Serra.

3.3.2.4 Mosaicos de contribuição para a conectividade da paisagem

Utilizando a percepção humana dos padrões de ligação da cobertura da vegetação como uma forma de Interpretação da conectividade da paisagem (Lindenmayer & Fisher 2006), pode-se dizer que os mosaicos com maior potencial de contribuição à conectividade da paisagem foram aqueles com domínio de *stepping stones* (M6) e de matas nativas (M9).

Em princípio, o mosaico que fornece maiores subsídios para a manutenção da conectividade da paisagem foi aquele formado pelo domínio das matas e dos campos antrópicos (M9), o que não significa que seja o de mais fácil gestão para a conservação, uma vez que a alta heterogeneidade de interações desse mosaico pode até mesmo comprometer a sua conservação, conforme dados apresentados anteriormente. Em 2005, com a proteção de matas ciliares e nascentes, esse mosaico se ampliou ao Norte da área, substituindo áreas

identificadas em 1994 como de influência urbana (Figuras 3.7 e 3.8). A constatação dessa mudança em especial leva a crer que houve uma melhora na conectividade dessa paisagem, mais isso só poderá ser confirmado após uma análise de valoração, conforme descrito no Capítulo 4. Outras mudanças aparentemente benéficas para a conectividade em 2005 foram o aumento das interações entre matas e *stepping stones* e o re-agrupamento de importantes porções de mata que compunham o mosaico de reflorestamento em 1994 (M8) aos grandes fragmentos florestais (M9), fato que esteve diretamente relacionado com a diminuição dessa atividade, principalmente na porção sudeste da área.

Nessa mesma direção, o mosaico de domínio de *stepping stones* (M6) também pode ter favorecido a conectividade da paisagem, principalmente em 1962, quando 46% da área de estudo era coberta por esse tipo de mosaico (Tabela 3.2), com a vantagem de ter uma baixa complexidade de interações de fronteiras (Figura 3.11).

Um outro mosaico que poderia contribuir para a conectividade da paisagem seria o mosaico de influência dos reflorestamentos (M8), embora represente uma atividade antrópica, sua matriz florestal poderia proporcionar uma permeabilidade “*soft*”, um tipo de matriz conectiva descrita por Lindenmayer & Fisher (2006).

3.3.2.5 Forças motrizes, vetores de mudanças e a fragmentação

A análise de mosaicos reforça a preocupação com o potencial da urbanização como força de mudanças na paisagem do Japi. A observação da distribuição dos mosaicos de influência urbana (Figuras 3.6 a 3.9) deixou claro o conceito de Áreas Urbanas Funcionais (Cheshire 1995), em que as cidades criam extensões de sua complexidade de interações que afetam amplas áreas, podendo alcançar territórios funcionalmente diferentes (Antrop 2005).

Diferentemente do esperado pela análise por manchas (Cap. 1), o potencial da urbanização de 1994 parece ter sido maior do que o atual, uma consequência da freqüente presença de construções isoladas desse período (M7) e de outras forças impulsoras como o fortalecimento de interações de ocupações com *stepping stones* (M6) e de ocupações dentro (M1) e entre as agriculturas (M2) (Figuras 3.7 e 3.11). Além disso, nesse período surgiu um

novo mosaico (M5) em proximidade com as áreas urbanas (M7) formado principalmente por interações com solo exposto, que podem ser uma representação espacial dos vetores de mudanças abruptas da paisagem no processo de urbanização (Figuras 3.7 e 3.10).

Como já citado, um dos elementos da paisagem modificados pela urbanização de 1994 foram os reflorestamentos, principalmente na porção Norte da Serra. A expansão urbana parece ter influenciado os vetores de tendência e a organização dessa atividade, que teve uma mudança abrupta na sua localização e distribuição, passando a compor fragmentos maiores e menos dispersos na paisagem, ao mesmo tempo em que se ampliaram suas áreas de domínio (M8) (Figura 3.7). Como consequência disso, houve um rearranjo na disposição dos reflorestamentos em direção ao interior da mata tanto na face Sudeste como Sudoeste da Serra, o que levou a incorporação de importantes porções de mata (900 ha, cerca de 12%) ao mosaico de reflorestamentos, indicando uma mudança expressiva nas forças de interação com as florestas. A observação do mapa de mosaicos desse período (Figura 3.7) deixa clara a tendência de fragmentação da paisagem decorrente da interrupção do grande remanescente de mata em dois fragmentos menores descontinuados pelo reflorestamento. Outros estudos, que consideram como problema central da fragmentação os efeitos ecológicos advindos do efeito de borda (Zeng & Ben Wu 2005), também demonstraram a relação desse processo com o aumento do domínio e da frequência de fronteiras de determinado tipo de uso (Van Apeldoorn et al. 1992; Rescia et al. 1994, 1995).

Em síntese, a identificação das influências antrópicas que incidem sobre uma porção de mata é uma questão chave para a conservação de uma área, pois permite medidas de gestão mais eficientes. Os mapas históricos mostraram quais foram as crescentes influências antrópicas, mas não foram capazes de identificar as porções de mata nativa que estavam sobre efeito direto de determinado tipo de influência. A aplicação da técnica de construção de mosaicos permitiu identificar tendências de mudança na paisagem em função da configuração das atividades humanas e essas tendências deram indícios dos vetores de pressão para a fragmentação e a sua variação ao longo do tempo.

3.3.2.6 Contribuições da proteção legal para a conservação

Apesar do cenário legal propor o aumento nas áreas de floresta e a retração das áreas de uso antrópico (Cap.1), a análise em mosaicos mostrou que essa proposta manteria as atuais relações de conflito entre mata e uso pelo fato da maioria das áreas de floresta ser parte do mesmo mosaico histórico de interações complexas (M9), em uma configuração final que aparentemente dificultaria o processo de gestão. Deve-se também considerar que, embora no cenário legal esse mosaico (M9) torne a paisagem mais uniforme, ele também possui uma maior densidade de interações de fronteiras ($DI = 0,1$), em uma situação parecida com a observada em 1962, quando eram freqüentes as perfurações na mata (Figuras 3.6, 3.9 e 3.11). Para que o processo de gestão fosse facilitado, era esperada a formação de um novo mosaico com interações de fronteiras mais específicas e de menor intensidade.

Esses resultados indicaram que a expectativa de proteção da legislação poderia ser melhor atendida se fossem ampliados os esforços de planejamento e organização dos usos no espaço, normalmente definida pelo plano diretor do município. Além disso, o inegável efeito decorrente da circuitização de estradas de acesso às propriedades deveria ser considerado, já que a minimização de estradas poderia modificar as interações e provavelmente resultar em um novo mosaico de domínio de florestas com menor heterogeneidade de fronteiras.

Na comparação do cenário legal com os cenários históricos estudados, ao contrário do que era esperado, o cenário de 1962, que antecede qualquer uma das medidas de proteção ambiental, parece ser o mais próximo das atuais propostas de proteção legal. A semelhança entre esses cenários está principalmente nas extensas áreas de mosaicos de domínio de mata (M6 ou M9), nos valores moderados de riqueza de fronteiras e nas altas densidades de interações entra manchas (Figuras 3.6, 3.9 e 3.11). Em suma, o cenário legal parece propor a restauração de parte da paisagem de 1962, sem a preocupação de atingir a proteção ideal dessa paisagem. Um cenário futuro condizente à conservação deveria simplificar as relações de fronteiras com o objetivo de diminuir o isolamento e aumentar a conectividade, fortalecendo algumas relações e enfraquecendo outras, segundo as particularidades ecológicas, sociais e econômicas desse território.

3.4 CONCLUSÕES

Os resultados mostraram que a identificação de mosaicos foi eficaz na avaliação da heterogeneidade estrutural da paisagem, no reconhecimento dos elementos de domínio, na identificação de áreas com maior potencial de contribuição à conectividade, na verificação de fronteiras conflitantes e persistentes na paisagem e na avaliação de forças motrizes e vetores de mudança relacionados ao processo de fragmentação.

A aplicação do método de construção de mosaicos foi capaz de revelar mudanças históricas que não poderiam ser observadas apenas a partir da sobreposição dos mapas de uso da terra, revelando alterações nas interações de fronteira e nas relações de domínio de tipo de uso que permitem caracterizar as pressões sobre o território. Além disso, a aplicação desse método ao cenário de proteção legal mostrou que o cumprimento das medidas de proteção atualmente em vigor, mesmo ampliando o domínio da mata, ainda mantém uma heterogeneidade de interações na paisagem que dificulta as medidas de gestão voltada à conservação e não garante o controle das pressões de borda sobre os fragmentos que merecem ser preservados.

3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTROP, M. Why landscapes in the past are important for the future. **Landscape and Urban Planning**, v.70, p.21-34, 2005.

CADENASSO, M.L. et al. A framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience**, v.53, n.8, p.750-758, 2003.

CHESHIRE, P. A new phase of urban development in Western Europe? The evidence for the 1980s. **Urban Studies**, v.32, n.7, p.1045-1063, 1995.

DRAMSTAD, W.E.; OLSON, J.D.; FORMAN, R.T.T. **Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning**. Washigton: Island press, 1996.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FORTIN, M.J. et al. Issues related to the detection of boundaries. **Landscape Ecology**, v.15, p.453-466, 2000.

GUSTAFSON, E.J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? **Ecosystems**, v.1, p.143-156, 1998.

HERSPERGER, A.M. Spatial adjacencies and interactions: neighborhood mosaics for landscape ecological planning. **Landscape and Urban Planning**, v.77, p.227-239, 2006.

HILL, M.O.; GAUCH, H.G. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. **Vegetatio**, v.42, p.47-58, 1980.

KENT, M. Biogeography and landscape ecology. **Progress in Physical Geography**, v.31, n.3, p.345-355, 2007.

LINDENMAYER, D.B.; FISCHER, J. **Habitat fragmentation and landscape change**: an ecological and conservation synthesis. Washington: Island Press, 2006.

LOVETT, G.M. et al. Ecosystem function in heterogeneous landscapes. In: _____ . **Ecosystem function in heterogeneous landscapes**. New York: Springer, 2005. p.1-30.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A. The gradient concept of landscape structure. In: WIENS, J.; MOSS, M (Eds.). **Issues and perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.112-119.

METZGER, J.P.; MULLER, E. Characterizing the complexity of landscape boundaries. **Landscape ecology**, v.11, p.65-77, 1996.

NOSS, R.F. A regional landscape approach to maintain diversity. **Bioscience**, v.33, p.700-706, 1983.

RESCIA, A.J. et al. Influence of landscape complexity and land management on wood plant diversity in northern Spain. **Journal of vegetation science**, v.5, p.505-516, 1994.

RESCIA, A.J. et al. Ascribing plant diversity values to historical changes in landscape: a methodological approach. **Landscape and Urban Planning**, v.31, p.181-194, 1995.

RICKELEFS, R.E. **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2003.

ROLDÁN-MARTÍN, M.J. **Identificación, descripción y cartografía de los mosaicos del paisaje: ensayo de un método en el área de Somosierra (Madrid)**. 2003. 83p. Tesina (Grado en Ciencias Biológicas) - Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Complutense de Madrid, 2003.

ROLDÁN-MARTÍN, M.J.; DE PABLO, C.L.; DE AGAR, P. Landscape mosaics recognition and changes over time: a methodological approach. In: MANDER, U.; ANTROP, M. (Org.). **Multifunctional Landscapes: continuity and change**. Boston: Wit Press, 2003. p.55-77.

ROLDÁN-MARTÍN, M.J.; DE PABLO, C.L.; DE AGAR, P. Landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. **Landscape ecology**, v.21, p.1075-1088, 2006.

SHAVER, G.R. Spatial heterogeneity: past, presente and future. In: LOVETT, G.M. et al. (Eds.). **Ecosystem function in heterogeneous landscapes**. New York: Springer, 2005. p.443-451.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Spring-Verlag, 2001.

TURNER, M.G.; CARDILLE, J.A. Spatial heterogeneity and ecosystem processes. In: WU, J.; HOBBS, R.J. (Eds.). **Key topics in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p. 62-77.

VALVERDE, V.; ROLDÁN-MARTÍN, M.J., CAMPOS, G.A.; PÉREZ, P.; De AGAR, P.M. & De PABLO, C.T.L. Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje. In: MAESTRE, F.T.; ESCUDERO, A.; BONET, A. (Eds.). **Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones**. Madrid: Dykinson, S.L., 2008. p.747-759.

VAN APELDOORN, R.C. et al. Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. **Oikos**, v.65, p.265-274, 1992.

WIENS, J.A.; CRAWFORD, C.S.; GOSZ, J.R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos**, v.45, n.3, p.421-427, 1985.

WIENS, J.A. Landscape mosaics and ecological theory. In: HANSSON, L.; FAHRIG, L.; MERRIAL, G. **Mosaics landscapes and ecological processes**. London: Chapman and Hall, 1995. p. 1-26.

WIENS, J.A. The science and practice landscape ecology. In: KLOPATEK, J.M.; GARDNER, R.H. (Eds.). **Landscape ecological analysis: issues and applications**. New York: Springer-Verlag, 1999. p.371-383.

WITH, K.A. Landscape conservation: a new paradigm for the conservation of biodiversity. In: WIENS, J.; MOSS, M. **Issues and perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.238-247.

WIENS, J.A. Toward a unified landscape ecology. In: WIENS, J.; MOSS, M. **Issues and perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.365-373.

ZENG, H.; BEN WU, X. Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. **Computers, Environment and Urban Systems**, v.29, p.159-178, 2005.

CAPÍTULO 4

VALORAÇÃO DE MUDANÇAS NA CONSERVAÇÃO BIOLÓGICA DE MOSAICOS DA PAISAGEM

4.1 INTRODUÇÃO

Um dos principais desafios para o planejamento da conservação ambiental é a definição de abordagens metodológicas que subsidiem a tomada de decisão, com a definição de critérios que determinem o valor, a qualidade ou o estado da paisagem. A valoração da paisagem é importante para investir corretamente na conservação da biodiversidade e para o desenvolvimento sustentável (Natuhara 2006).

Valoração é definida por Jacques (1980) como o estudo do efeito das mudanças na paisagem sobre o seu valor ou qualidade. Muitas idéias e métodos têm sido propostos para a valoração da conservação da biodiversidade (Natuhara 2006) e a utilização das premissas conceituais da ecologia da paisagem, que conduz à interpretação das funções ecológicas pela avaliação da estrutura da paisagem, pode ser uma estratégia para se entender o funcionamento das paisagens (Turner et al. 2001), para formular alternativas e para modelar e antecipar consequências ecológicas do planejamento (Botequilha-Leitão & Ahern 2002). Avaliar e valorar a fragmentação ou o isolamento resultantes do processo de ocupação e uso humano, por exemplo, pode permitir a dedução sobre a qualidade ambiental que restou ou que restará em função das interferências observadas. Esta é a linha condutora de vários autores comumente referenciados em trabalhos científicos que se preocupam em entremear ecologia da paisagem

com valoração dos recursos naturais e planejamento ambiental (Turner et al. 2001; Liu & Taylor 2002; Bissonett & Storch 2003; Wiens & Moss 2005; Wu & Hobbs 2007).

Uma estratégia usualmente empregada no planejamento é a avaliação da evolução temporal que resulta na condição recente observada e que ajuda na proposição de cenários futuros pressupondo os menores danos ambientais possíveis, sem desprezar as aspirações sociais envolvidas (Randolph 2004; Wu & Hobbs 2007). A contribuição dessa estratégia vai depender da abordagem e da adequada seleção de indicadores que permitam a comparação entre os cenários. Indicadores mensuráveis são fundamentais para tomadores de decisão e para a sociedade, pois podem tanto criar cenários quantificados sobre o estado do meio, quanto aferir ou acompanhar uma tomada de decisão, funcionando como indicativos das condições e mudanças desse meio (Santos 2004).

Um bom indicador de integridade ecológica deve ser capaz de caracterizar o estado de um determinado sistema ecológico, mas ao mesmo tempo deve ser suficientemente simples para ser utilizado com facilidade (Dale & Beyeler 2001). Como a integridade do ecossistema está diretamente relacionada com a qualidade da paisagem, as caracterizações de espécies de plantas e animais, zonas ecológicas, estágio sucessional, ou outras medidas de processos ecológicos têm sido utilizadas como indicadores diretos de valoração da paisagem (Daniel & Vining 1983).

Considerando que mudanças na estrutura da paisagem causam mudanças na função e vice-versa (Forman & Godron 1986), e que ambos são fatores importantes na manutenção da biodiversidade, medidas estruturais ou métricas da paisagem também costumam servir como indicadores de valoração da paisagem. Ainda que devam ser utilizadas de maneira criteriosa, essas medidas indiretas são importantes na investigação ecológica espacializada, pois permite quantificar melhor a estrutura da paisagem (Metzger 2004). Além disso, são essenciais no planejamento da paisagem por ser uma ferramenta de diagnóstico ambiental que incorpora o conhecimento ecológico à análise da paisagem com grande aplicabilidade na descrição de mudanças e na comparação da configuração de cenários alternativos (McGarigal & Marks 1995; Gustafson 1998; Botequilha-Leitão & Ahern 2002).

De modo geral, a maioria dos estudos de métricas da paisagem foca suas análises em mapas de uso e cobertura da terra (McGarigal & Marks 1995; Metzger 2004). No entanto,

muitas características da paisagem dependem do arranjo espacial das manchas (Wiens et al 1985; Forman & Godron 1986), que juntamente com suas fronteiras formam mosaicos (Roldán-Martín et al. 2006; Valverde et al. 2008). Esses elementos podem ser utilizados como indicadores de mudanças ao longo do tempo (Roldán-Martín et al. 2006) e permitem uma avaliação espacial diferenciada da paisagem. A principal vantagem de analisar a paisagem por mosaicos está na representação dos padrões espaciais de exploração do recurso, já que eles são capazes de integrar informações do modo como o ambiente é explorado (Valverde et al. 2008).

Métricas de fragmentação, de disponibilidade de recurso e de conectividade da paisagem são usualmente utilizadas como medidas de avaliação da paisagem e estão diretamente relacionadas entre si e com a conservação biológica ou biodiversidade (Colli et al. 2003). Nessa direção, Metzger & Décamps (1997) desenvolveram um modelo hipotético de perda da biodiversidade que relaciona a perda de habitat e fragmentação com o limiar de conectividade estrutural. Nesse modelo, há uma fase em que a proporção de habitat excede o valor crítico, o nível de fragmentação atinge um máximo e o limiar de conectividade é ultrapassado. Segundo os autores, nessa fase pode ocorrer uma diminuição significativa da biodiversidade associada à ampliação das tendências de influência de perturbações da matriz.

A fragmentação do habitat é uma das mais sérias ameaças para a conservação dos ecossistemas naturais. Além de diminuir a conectividade da paisagem, esse processo traz uma série de problemas ao ambiente, como alteração dos fenômenos e dos processos biológicos, efeito de borda, perda de habitat ou criação de habitat de má qualidade, possibilidade de extinções de espécies, restrição da aptidão de certas espécies (reprodução e sobrevivência) e perda dos serviços ambientais (Cerqueira et al. 2003). Dentro da concepção de Zeng & Ben Wu (2005), que consideram como problema central da fragmentação os efeitos ecológicos advindos do efeito de borda, a utilização de métricas de fronteiras pode revelar informações sobre diferentes padrões de fragmentação. De acordo com esses autores, essas métricas são capazes de capturar complexidades e mudanças na estrutura da paisagem e conseqüências funcionais que não podem ser detectadas pelas métricas baseadas unicamente nas medidas de fragmentos, como o número de manchas de habitat. Os atributos de fronteira em nível da paisagem têm relação significativa com o grau de fragmentação (Metzger & Muller 1996; Zeng & Ben Wu 2005) e a inclusão da avaliação por tipos específicos de fronteira amplia a capacidade de quantificar e compreender esse processo e de entender o padrão e a dinâmica

da paisagem, facilitando a avaliação e o monitoramento da fragmentação, bem como as decisões sobre a restauração da paisagem (Zeng & Ben Wu 2005).

Segundo revisão de Fahrig (2003), a literatura fornece fortes evidências de que a questão mais importante sobre os efeitos negativos da fragmentação sobre a biodiversidade é a perda de habitat. Considerando a dinâmica *source-sink* de Pulliam (1988), a mensuração de habitats com potencial de disponibilidade de recurso ótimo na paisagem (*source*) pode ser uma forma de identificar as fontes permanentes de dispersão e uma estratégia de diferenciação e valoração de diferentes cenários da paisagem. Uma forma usual dessa medida é a utilização de métricas derivadas do tamanho do habitat (MacGarigal & Marks 1995), em que grandes fragmentos funcionariam como *source*, enquanto pequenos seriam *sink* (Hanski 2001). Outra maneira igualmente importante de mensuração de recursos e que faz parte dessa dinâmica é a avaliação da qualidade dos habitats (Turner et al. 2001), que pode inclusive compensar um pequeno tamanho de habitat (Lynch & Whigham 1984) por permitir maiores densidades (Noss et al. 1997). A avaliação do estágio sucessional da floresta é um caminho para medir a qualidade do habitat, em que ecossistemas florestais mais maduros tendem a ter maior disponibilidade de recursos em função da maior estabilidade e conservação de nutrientes e comunidades (Odum 1988).

Outra forma de avaliação da disponibilidade de habitat na paisagem é a análise da conectividade (Fahrig 2003), expressa pela capacidade da paisagem de facilitar ou impedir o fluxo biológico ou movimento através de manchas de recurso (Taylor et al. 1993; Tischendorf & Fahrig 2000). A conectividade pode servir como evidência de eventos biológicos que são difíceis de medir, como a dispersão e a extinção (Tischendorf et al. 2003). Essa medida pode ser estrutural pela mensuração da configuração física das manchas de habitat, potencial por incorporação de informações básicas e indiretas sobre o movimento dos animais ou funcional, quando considera o movimento real de organismos entre manchas (Calabrese & Fagan 2004; Fagan & Calabrese 2006). Contudo, conforme discutido por Magle et al. (2009), nenhuma dessas medidas de conectividade têm uma aceitação geral (Tischendorf & Fahrig 2000; Moilanen & Hanski 2001) e a inclusão de componentes complementares que melhor representam a complexidade da paisagem melhora significativamente o desempenho e o realismo biológico da medida da conectividade (Moilanen & Nieminen 2002; Calabrese & Fagan 2004).

Nessa direção, Metzger & Décamps (1997), assim como Nikolakaki (2004), propuseram métricas de conectividade estrutural baseada na permeabilidade da paisagem, ou seja, na capacidade do conjunto de unidades não-floresta (Lindermayer & Franklin 2002) de facilitar os fluxos biológicos (Metzger & Décamps 1997; Metzger 2004). Essas métricas fornecem indícios mais concretos sobre a complexidade da paisagem por incluir dois importantes fatores de isolamento entre os habitats: a distância entre manchas, que interfere na dinâmica de metapopulações; e a resistência da paisagem, que representa o grau de dificuldade que um tipo de uso determina para o deslocamento da fauna entre fragmentos. Esse tipo de métrica de conectividade está fundamentado na teoria dos grafos de Urban & Keitt (2001) e pode ser perfeitamente adaptável para a avaliação de conectividade potencial de uma determinada espécie ou grupo ecológico.

Considerando esses pressupostos conceituais e de valoração da conservação biológica, acredita-se que a avaliação das mudanças na paisagem pode ser conduzida, essencialmente, através de medidas de disponibilidade de recurso, de conectividade da paisagem e de fragmentação. Essa forma de avaliação pode funcionar como uma importante estratégia de apoio às decisões em planejamento e manejo de áreas ainda conservadas, bem como na eleição de cenários futuros. Este é o eixo teórico deste estudo, cujo intento é valorar áreas de proteção legal de Mata Atlântica no Estado de São Paulo (Serra do Japi, BR), inclusas numa região de interesses divergentes que não facilitam as ações de proteção ambiental.

4.1.1 Objetivo

Esse capítulo teve como objetivo avaliar as mudanças do estado de conservação biológica de uma paisagem de Mata Atlântica, comparadas aos cenários de proteção legal da área e aos almejados por grupos sociais envolvidos, por meio da valoração da disponibilidade de recursos, da permeabilidade e da tendência de fragmentação florestal.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Foi elaborado e aplicado um conjunto de critérios de valoração do potencial de conservação biológica da Serra do Japi e do Loteamento Ermida, considerando a estrutura da paisagem em manchas (mapas de uso e ocupação – Figuras 4.9, 4.10, 4.11 e 4.16, Cap.1) nos diferentes mosaicos de fronteiras (mapas de mosaicos – Figuras 4.6 a 4.9, Cap.3) identificados para os cenários de 1962, 1994, 2005 e de proteção legal. Além disso, foi realizada a avaliação da conservação biológica de diferentes propostas para o Loteamento Ermida almejadas pelos grupos sociais envolvidos, considerando a provável estrutura em manchas dos cenários futuros (Cap. 1). Com base na literatura foram identificadas três formas de valoração da conservação biológica, embasadas em métricas de disponibilidade de recursos, conectividade potencial e tendência de fragmentação florestal, apresentadas e descritas no Quadro 4.1.

Na valoração da disponibilidade de recursos e da conectividade da paisagem foram consideradas informações secundárias a respeito de pequenos mamíferos de hábito florestal, como as espécies de marsupiais e roedores apresentadas em Pires et al (2002): *Caluromys philander*, *Didelphis aurita*, *Metachirus nudicaudatus*, *Philander frenata*, *Monodelphis americana*, *Gracilinanus microtarsus* e *Micoureus demerarae* (marsupiais); *Nectomys squamipes*, *Oecomys concolor*, *Oligoryzomys nigripes*, *Akodon cursor* e *Rattus rattus* (roedores). Os pequenos mamíferos têm sido utilizados para responder perguntas em nível de paisagem, dada a relativa abundância de informações sobre sua biologia, a facilidade de captura e demarcação e ao tamanho relativamente pequeno das áreas que habitam (Barrett & Peles 1999). Esse grupo taxonômico também foi selecionado porque as distâncias de sua dispersão e os tamanhos de área de vida são compatíveis com a ocorrência de pequenas manchas de habitat, comuns em paisagens fragmentadas (Danielson & Anderson 1999; Peles et al. 1999).

Quadro 4.1. Critérios de valoração da conservação biológica da paisagem e de seus mosaicos.

Valoração	Critério	Métrica	Descrição
Disponibilidade de Recursos	Proporção de Habitat	PH	Proporção de área de cobertura de habitat em relação à área total da paisagem.
	Formato do Habitat	FH	Proporção da área núcleo do habitat, identificada como a porção do habitat livre das modificações negativas decorrentes da borda. Valor inverso à medida de proporção do habitat submetida ao efeito de borda (PB) apresentada por McGarigal et al. (2002) e Metzger (1999; 2004).
	Tamanho do Habitat	TH	Ponderação do habitat em função do tamanho dos seus fragmentos.
	Estágio de Desenvolvimento do Habitat	EDH	Avaliação do desenvolvimento dos habitats de floresta em função do seu estágio sucessional.
	Disponibilidade de Recurso ótimo	DRO	Avaliação do potencial de disponibilidade de recursos ótimo de uma paisagem com base na ponderação das áreas núcleo das manchas de floresta pelo seu tamanho e estágio sucessional.
Conectividade potencial	Permeabilidade	P	Capacidade do conjunto de unidades não-floresta (Lindermayer & Franklin 2002) de facilitar os fluxos biológicos, baseada na distância da área fonte (<i>source</i>) e na resistência aos fluxos biológicos (Metzger & Décamps 1997; Metzger 2004).
Tendência de fragmentação	Densidade de fronteiras	DF	Medida do grau de ruptura da paisagem em função do comprimento de fronteira acumulada por unidade de área (MacGarigal & Marks 1995; Metzger 2004) aplicado em nível de mancha e de fronteiras (Zeng & Ben Wu 2005).
	Densidade de segmentos de fronteiras	DSF	Avalia o grau de interação dos habitats de floresta com os diferentes usos da terra em função do número de segmentos de fronteira (frequência) por unidade de área de habitat avaliada em manchas e fronteiras (Zeng & Ben Wu 2005), indicando os tipos de fronteiras de maior potencial para gerar novas rupturas na paisagem e aumentar a fragmentação.

4.2.1 Disponibilidade de recursos

A disponibilidade de recursos das manchas de habitat florestal foi avaliada sob quatro perspectivas diferentes (proporção - PH, tamanho - TH, formato - FH e estágio de desenvolvimento do habitat - EDH) que, segundo Lynch & Whigham (1984), são complementares, já que a boa qualidade do habitat pode compensar o efeito negativo do pequeno tamanho das manchas. Por essa razão, foi elaborado um índice geral de medida da disponibilidade de recursos ótimo do mosaico - DRO, que inclui todos esses aspectos do habitat.

4.2.1.1 Proporção de Habitat – PH

$$PH = \frac{AH}{AM} \quad \text{(Equação 1)}$$

onde:

AH = área de cobertura do habitat;

AM = área de cobertura do mosaico/paisagem.

Essa medida varia de 0 a 1 e indica quanto da paisagem está coberta por Floresta Estacional Semidecídua secundária, sendo 1 o valor máximo de cobertura.

4.2.1.2 Tamanho do Habitat – TH

$$TH = \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot CT_i)}{AH \cdot CT_{m\acute{a}x}} \quad (\text{Equa\c{c}\~ao 2})$$

onde,

A_i = \c{a}rea de cobertura da mancha de habitat i ;

CT_i = coeficiente de tamanho do habitat da mancha i , variando de 0 a 3;

AH = \c{a}rea de cobertura do habitat do mosaico/paisagem.

Foram atribuídos às manchas de habitat diferentes valores de Coeficiente de Tamanho (CT) em função de quatro classes de tamanho (Quadro 4.2). Todos os habitats maiores que 100 ha tiveram máxima ponderação (CT = 3) por representarem, potencialmente, o tamanho mínimo do habitat necessário para abrigar um número significativo de espécies da grande maioria dos pequenos animais da Floresta Tropical (Bierregaard & Dale 1996). A partir disso, os habitats menores em hectares foram ajustados em ponderações decrescentes, tendo como referência estudos de Pardini et al. (2005), que indicaram redução de diversidade e abundância de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica menores que 50 ha.

Quadro 4.2. Coeficientes de Tamanho (CT) atribuídos às diferentes classes de \c{a}rea de mancha.

CT	\c{A}rea da mancha
0	< 1 ha
1	1-50 ha
2	50-100 ha
3	≥ 100 ha

Considerando os valores de CT, o índice TH tem valor 0 quando a paisagem possui somente fragmentos de habitats de tamanho menor que 1 ha, e terá valor 1 quando todas as manchas de floresta forem maiores que 100 ha.

4.2.1.3 Formato do Habitat – FH

$$FH = 1 - PB \quad (\text{Equação 3})$$

Sendo:

$$PB = \frac{AB}{AH} \quad (\text{Equação 4})$$

AB = área de cobertura de borda de habitat;

AH = área de cobertura do habitat do mosaico/paisagem.

A Área de Borda (AB) foi quantificada com base nos resultados de efeito de borda descritos no Capítulo 2, com generalização de sua extensão em 60 m para a Serra do Japi e de 70 m para o Loteamento Ermida. O FH é expresso entre 0 e 1 em que, quanto mais próximo a 1, mais regulares são os formatos dos habitats e, conseqüentemente, maior é a relação de áreas núcleo conservadas, livre dos efeitos negativos de borda.

4.2.1.4 Estágio de Desenvolvimento do Habitat – EDH

$$EDH = \frac{AF_{av}}{AH} \quad (\text{Equação 5})$$

onde:

AF_{av} = área de cobertura de floresta em estágio secundário médio / avançado;

AH = área de cobertura do habitat.

As florestas de estágio secundário médio/avançado (F_{av}) foram identificadas durante o mapeamento das ortofotos aéreas (Cap.1). A medida de EDH é máxima (1) em paisagens em que todas as manchas de habitat são de estágio secundário médio/avançado.

4.2.1.5 Disponibilidade de Recurso Ótimo – DRO

$$DRO = \frac{\sum_{i=1}^n (AN_i \cdot CT_i \cdot CS_i)}{AM \cdot CT_{m\acute{a}x} \cdot CS_{m\acute{a}x}} \quad (\text{Equa\c{c}\~ao 6})$$

onde:

AN_i = \c{a}rea n\c{u}cleo da mancha de habitat i ;

CT_i = coeficiente de tamanho do habitat da mancha i , variando de 0 a 3;

CS_i = coeficiente sucessional do habitat da mancha i , variando entre 1 e 2;

AM = \c{a}rea de cobertura do mosaico/paisagem.

Essa m\c{e}trica permitiu comparar a disponibilidade \c{o}tima de recursos das paisagens e dos mosaicos tendo como premissa a avalia\c{c}\~ao da qualidade de habitat atrav\c{e}s de seu tamanho, est\c{a}gio de desenvolvimento, formato e propor\c{c}\~ao. O \c{I}ndice DRO varia de 0 a 1, sendo mais pr\c{o}ximo a 1 em paisagens com cobertura de habitat sob menor efeito de borda, em est\c{a}gio sucessional m\c{e}dio/avan\c{c}ado e com fragmentos maiores do que 100 ha.

4.2.2 Conectividade potencial da paisagem

A avalia\c{c}\~ao da conectividade estrutural da paisagem incorporou informa\c{c}\~oes indiretas sobre a conectividade e o movimento de pequenos mam\c{I}feros de h\c{a}bito florestal, como roedores e marsupiais, e foram abordadas como uma conectividade potencial da paisagem para esse grupo ecol\c{o}gico.

4.2.2.1 Permeabilidade

$$P = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (A_i \cdot IE_i)}{AM \cdot IE_{m\acute{a}x}} \quad (\text{Equa\c{c}\~ao 7})$$

onde:

A_i = \c{a}rea de cobertura do elemento i ;

IE_i = isolamento efetivo do elemento i , considerando a dist\~ancia e a resist\~encia aos fluxos;

AM = \c{a}rea de cobertura do mosaico/paisagem;

sendo,

$$IE_i = DI_i \times R_i \quad (\text{Equa\c{c}\~ao 8})$$

DI_i = dist\~ancia de isolamento entre o segmento i e o habitat de floresta;

R_i = resist\~encia aos fluxos biol\~ogicos do tipo de cobertura presente no elemento i .

Para o c\~alculo das Dist\~ancias de Isolamento (DI) foram estabelecidos segmentos de borda expandida dos fragmentos florestais (comando “*Buffer Wizard*” do ArcGis). A largura desses segmentos considerou a dificuldade de dispers\~ao de esp\~ecies de pequenos mam\~iferos da Mata Atl\~antica. Estudos de Pires et al. (2002) sobre a travessia de pequenos mam\~iferos entre oito fragmentos de Mata Atl\~antica em uma matriz de campo antr\~opico mostraram que a maioria das esp\~ecies estudadas \c{e} capaz de atravessar matrizes entre manchas com cerca de 300 m de dist\~ancia entre si e que raras esp\~ecies atravessam manchas distantes em 800m. Com base nesse estudo, foram definidos coeficientes emp\~iricos de DI em uma escala de 0 a 30 que representam a dificuldade de movimento calculada em fun\c{c}\~ao da diminui\c{c}\~ao da porcentagem de esp\~ecies e de movimentos entre fragmentos mais distantes (Quadro 4.3).

Quadro 4.3. Critérios de graduação do custo de Distância (DI) ao movimento de mamíferos de pequeno porte.

DI	Distância (m)	Critérios baseados em estudo de Pires et al. 2002
0	0	Habitat natural
1	- 60	Habitat natural com alterações na composição e estrutura vegetal, resultantes do efeito de borda
3	0-150	Cerca de 67% das espécies estudadas (6 em 9) e 89% dos movimentos atravessaram fragmentos com distância em torno de 150 m
16	150-350	Cerca de 55 % das espécies estudadas (5 em 9) e 50% dos movimentos atravessaram fragmentos com distância em torno de 350 m
20 24 28	350-500 500-650 650-800	Duas das nove espécies estudadas atravessaram 800 m de matriz entre habitats, com 11 % dos movimentos registrados
30	>800	A maior distância de travessia entre habitats foi de 1000 m e realizada apenas por uma das nove espécies estudadas e com registro de um único movimento

A Resistência (R) da matriz à circulação dos pequenos mamíferos foi espacializada em uma *layer* de “superfície de custo”, em que cada célula tem um valor que representa o quão difícil pode ser para um organismo se mover entre fragmentos florestais. Em função da carência de informação sobre a permeabilidade do terreno (Magle et al. 2009) e sobre o comportamento dos indivíduos no habitat de matriz (Forero-Medina & Vieira 2007), principalmente na região dos trópicos (Umetsu 2005), foram definidos critérios empíricos para descrever a dificuldade de movimentação desse grupo na paisagem (Quadro 4.4). Nesses critérios, a resistência do habitat de floresta natural foi definida como de custo zero de movimento e os outros valores foram ajustados aos custos relativos ao habitat a partir da construção de uma curva exponencial dividida em três categorias: florestal, rural e urbano, com relação crescente de dificuldade de dispersão e de valores de resistência (Figura 4.1).

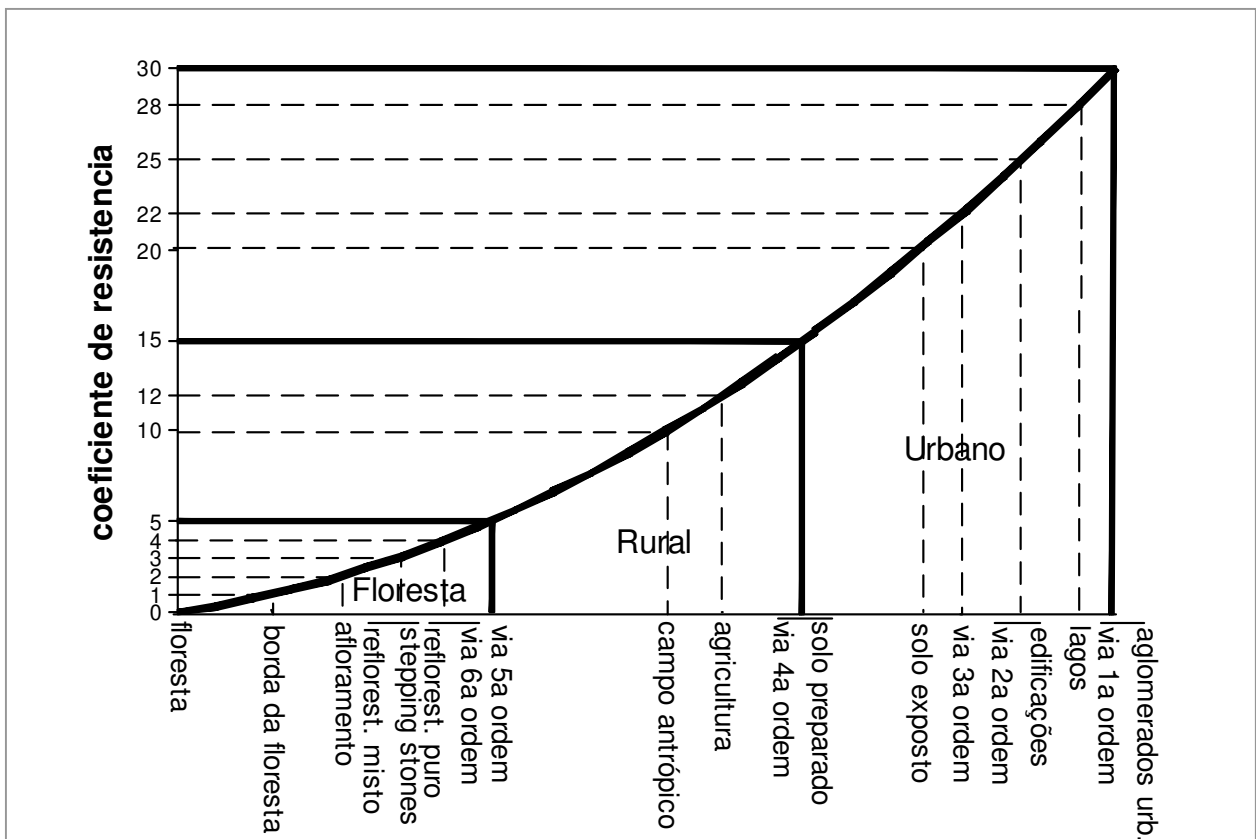


Figura 4.1. Coeficientes de resistência utilizados no cálculo da permeabilidade potencial para o movimento de mamíferos florestais de pequeno porte.

Os valores de P variam de 0 a 1, sendo que o valor mínimo de conectividade é atingido quando o somatório de $IE_i = IE_{\max}$ (900), ou seja, áreas totalmente cobertas por aglomerados urbanos e/ou vias de 1ª ordem ($R = 30$) e com distância > 800 m de remanescentes florestais ($DI = 30$).

Quadro 4.4. Critérios de graduação de Coeficiente de Resistência (CR) de usos, considerando a dificuldade de movimento de mamíferos de pequeno porte e de hábito florestal.

CR	Classes de uso		Critérios
0	FLORESTAL	Floresta secundária	Habitat natural
1		Borda da floresta	Habitat natural com alterações na composição e estrutura vegetal, resultantes do efeito de borda
2		Afloramento rochoso	Habitat natural aberto de pouca cobertura vegetal
3		<i>Stepping stones</i> Reflorestamento com sub-bosque	Habitat natural ou antrópico de aglomerados ou corredores arbóreos ou arbustivo-arbóreos Antigos habitats antrópicos com regeneração natural de sub-bosque
4		Reflorestamento puro Via de 6ª ordem	Habitats antrópicos de cobertura florestal Trilhas na floresta abandonadas, de monitoramento, fiscalização ou lazer (1 a 5 m)
5		Via de 5ª ordem	Trilhas na floresta que conduzem à núcleos urbanos (1 a 3 m)
10	RURAL	Campo antrópico	Áreas essencialmente rurais, como pastos, áreas abandonadas e gramados
12		Agricultura	Áreas rurais com cultivos anuais ou perenes
15		Solo preparado Via de 4ª ordem	Áreas rurais com solo revolvido para o plantio Corredores de ligação entre atividades agrosilvopastoril (4 a 10 m)
20	URBANO	Solo exposto	Áreas essencialmente urbanas desprovidas de cobertura vegetal, normalmente destinadas a construções civis futuras
22		Edificações Via de 3ª ordem	Principais barreiras para a circulação da fauna terrestre Corredores de ligação entre núcleos urbanos (> 10 m)
25		Via de 2ª ordem	Corredores pavimentados de ligação entre núcleos urbanos (> 10 m)
28		Lagos	Ambientes aquáticos de uso antrópico
30		Aglomerados urbanos Via de 1ª ordem	Áreas com estruturas de forte barreira à circulação da fauna terrestre, como aglomerados de residências e muros Rodovias pavimentadas de alto volume de tráfego (> 20 m)

4.2.3 Tendência à fragmentação da paisagem

Foram selecionados dois atributos de fronteiras (comprimento e frequência) como medidas de tendência de fragmentação florestal (Metzger & Muller 1996; Zeng & Ben Wu 2005) e, conseqüentemente, de perda de recursos. Além da usual análise por mancha, foram realizadas análises por tipo de fronteira, o que, segundo Zeng & Ben Wu (2005), amplia a capacidade de quantificar e compreender a fragmentação e de entender o padrão e a dinâmica da paisagem, facilitando a avaliação e o monitoramento da fragmentação e da recuperação da paisagem.

A identificação das fronteiras entre manchas de habitat e a quantificação de seus atributos foram obtidos a partir da técnica descrita no Capítulo 3, utilizando comandos do software ArcGis® e tendo como base os mapas históricos e de proteção legal da área construídos no Capítulo 1.

4.2.3.1 Densidade de Fronteiras – DF

$$DF = \frac{\sum_{i=1}^n CFH}{AH} \quad \text{(Equação 9)}$$

onde:

CFH = comprimento da fronteira de habitat i ;

AH = área de cobertura do habitat em km².

4.2.3.2 Densidade de Segmentos de Fronteiras – DSF

$$DSF = \frac{\sum_{i=1}^n FqF}{AH} \cdot 10^3 \quad (\text{Equação 10})$$

onde:

FqF = frequência da fronteira de habitat i ;

AH = área de cobertura do habitat em km².

Os resultados de DF e DSF variam entre 0 e infinito, mas para facilitar a comparação, os valores por tipo de fronteira foram normalizados entre 0 e 100.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A comparação entre a conservação dos cenários estudados permitiu identificar efeitos das interferências antrópicas na Serra do Japi e, principalmente, do loteamento Ermida, com a hierarquização e medida da distância entre os cenários (passados, presente, legal e futuros) em função da valoração da disponibilidade de recursos, da permeabilidade e da tendência de fragmentação florestal.

4.3.1 Mudanças no estado de conservação biológica da Serra do Japi

A avaliação da disponibilidade de recurso ótimo (DRO) indicou valores inferiores a 0,5 para todos os cenários estudados (Tabela 4.1). Isso pode ser atribuído ao fato de que os habitats de floresta do Japi sempre tiveram elevada influência de borda, decorrente principalmente da interrupção dos habitats pelas vias de acesso (Figura 4.2). Essas estruturas são causas diretas e indiretas da redução de habitats, em função da redução em área, da fragmentação ou até mesmo da degradação do ecossistema (Geneletti 2003), como o acúmulo de propágulos de espécies invasoras e oportunistas, atropelamento de animais, afugentamento da fauna terrestre e outras formas de degradação conseqüentes da facilitação do acesso por pessoas e animais domésticos (Martins et al. 2002). Além desses efeitos de degradação ambiental, muitos deles freqüentemente observados durante as visitas de campo, as vias de acesso também podem causar como efeito indireto uma situação de fragmentação interna com novas disjunções, perdas e isolamentos de habitat e outras alterações no efeito de borda (Goosem 1997). Em mais longo prazo, essas estruturas ainda podem trazer alterações nas decisões de manejo em conseqüência das mudanças na percepção das pessoas sobre a paisagem em função do aumento da acessibilidade (Antrop 2005).

De acordo com os critérios adotados, praticamente não houve variação numérica na disponibilidade de recurso ótimo (DRO) nos últimos 40 anos da Serra do Japi (Tabela 4.1). Mesmo com a maior proporção de habitat (PH) em relação aos outros cenários, 1962 foi o período de maior influência de efeito de borda e, conseqüentemente, de pior formato de habitat (FH). A influência do ambiente ao redor da borda é prejudicial a muitos organismos florestais

(Wilcove et al. 1986) e pode estar diretamente relacionada com o formato do habitat, diminuindo quando esse formato é mais circular e de maior tamanho (Forman & Godron 1986; Dramstad et al. 1996).

Essa situação observada em 1962 pode estar relacionada com a constante presença de perfurações na mata com clareiras antrópicas e de trilhas de corte seletivo, conforme já descrito na análise de mudanças no uso e ocupação (Cap. 1). A aparente melhora na proporção de habitat (PH) e de estágio de desenvolvimento (EDH) em 2005 foi insuficiente para elevar a disponibilidade de recurso ótimo (DRO) desse período, provavelmente em função da influência de borda dos pequenos habitats (FH) que se estabeleceram principalmente ao Norte da área, com a recuperação de matas ciliares, muitas vezes caracterizadas pela literatura como “ambientes de borda” em função de seu formato alongado e de sua largura reduzida (Fritz & Merriam 1993; Forman 1995; Deckers et al. 2004).

Apesar de numericamente não existirem variações na qualidade dos habitats ao longo do tempo, a espacialização da distribuição e concentração desse atributo permitiu uma avaliação diferenciada da paisagem que poderia ser utilizada na delimitação de áreas prioritárias para a conservação florestal (Figura 4.2). Dessa forma, na análise da representação espacial de recurso ótimo de 1962, por exemplo, as suas peculiaridades na distribuição deixam claro que as áreas prioritárias desse período seriam muito diferentes das áreas identificadas para as últimas décadas.

O cumprimento das atuais medidas de proteção legal do Japi ofereceria uma disponibilidade de recurso maior do que nos outros cenários avaliados (Figura 4.2), com aumento de 10% de DRO para 1994 e 2005 e 12% em relação à 1962 (Tabela 4.1), em função do aumento nas proporções de habitat (PH) e de áreas em estágio médio avançado de desenvolvimento (EDH). No entanto, não garante o aproveitamento desses recursos, em função da diminuição da qualidade desses habitats quanto ao formato (FH) e tamanho (TH), decorrentes da inclusão na paisagem de pequenos fragmentos e corredores florestais protegidos pelo Código Florestal. Apesar dos pequenos fragmentos servirem de refúgio e elos entre grandes áreas (Colli et al 2003), sua manutenção demanda maiores esforços em função de sua maior suscetibilidade ao efeito de borda e às influências negativas de seu entorno. De modo semelhante, o estabelecimento de corredores, como matas ciliares, pode ter vantagens e desvantagens. Apesar de serem de grande valia para a restauração de paisagens muito

fragmentadas (Metzger 2003) e aumentarem a conectividade da paisagem (Simberloff et al. 1992), podem também facilitar a propagação de fogo e de epidemias (Hess 1996). Dessa forma, considerando esses efeitos negativos em potencial da ocorrência de pequenas manchas e de corredores, principalmente em relação à propagação do fogo, que é um fenômeno muito freqüente na região, faz-se necessária a execução de estratégias que sustentem a conservação dessas áreas, de tal forma a superar suas eventuais desvantagens.

Dos 9 tipos de mosaicos identificados para a Serra do Japi (Cap. 3), apenas três deles, mosaicos 6 (em 1962), 8 (em 1994) e 9 (em todos os cenários), são responsáveis pela disponibilidade de recurso florestal na paisagem (Tabela 4.1). Os resultados indicam que em 1962 os fragmentos de melhor qualidade de habitat tinham forte relação com as manchas de *stepping stones* (M6), o que, em parte, pode ter favorecido a conectividade dos habitats desse período, particularmente irregulares e perfurados. Nos outros cenários, os fragmentos de floresta se tornam mais regulares e menos perfurados, possivelmente em função da recuperação de áreas. Ao mesmo tempo, eles passam a ter uma maior complexidade de interações e maior influência antrópica, principalmente de campos antrópicos (M9) e reflorestamentos (M8 em 1994), modificando os fatores de influência sobre a manutenção do recurso dessas paisagens.

Ao contrário do observado para a disponibilidade de recurso ótimo (DRO), a permeabilidade (P) mostrou-se muito alta nos quatro cenários, entre 0,92 e 0,97 (Tabela 4.1), o que possivelmente pode ter reduzido o papel dos corredores e *stepping stones* em ampliarem a conectividade dessas paisagens. Essa afirmação está embasada em estudos que discutem a relação entre a efetividade de corredores e, principalmente, de *stepping stones* com a permeabilidade da matriz (Baum et al. 2004; Uezu et al. 2008). Segundo o modelo proposto por Uezu et al. (2008), o papel desses conectores da paisagem depende do grau de permeabilidade da matriz. Assim, sua contribuição à conectividade é ótima em matrizes de permeabilidades intermediárias, mas reduzida em matrizes de baixa ou alta permeabilidade.

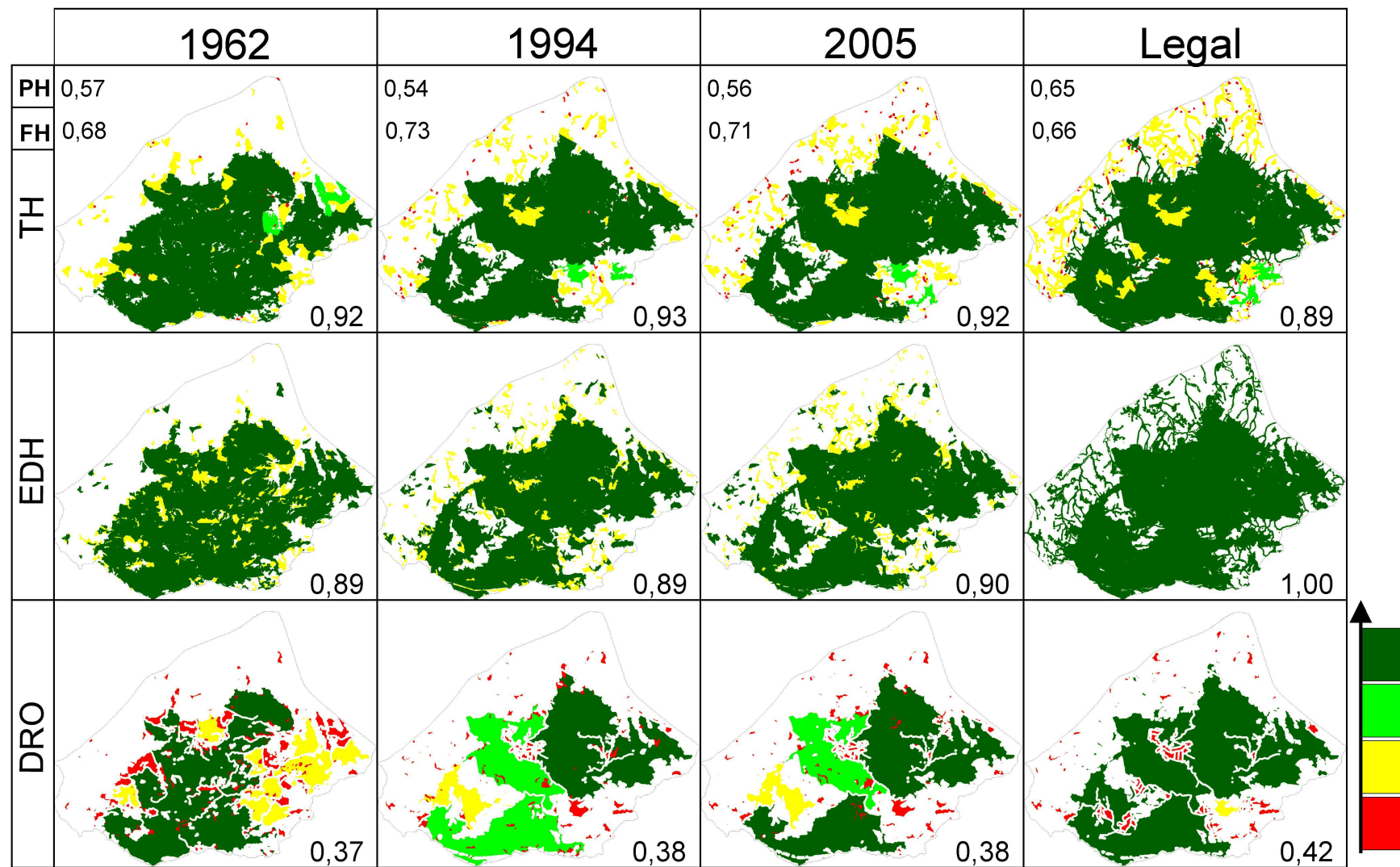
No contexto histórico, apesar do cenário de 1962 ter sido o de maior cobertura de floresta (PH), 5% a mais que 1994 e 2% a mais que 2005, também foi o de menor permeabilidade (Tabela 4.1). Esse valor é atribuído à maior distância entre habitats nessa paisagem, apesar de apresentar menor resistência em relação aos outros períodos, conforme ilustrado pela Figura 4.3. Para essa consideração deve ser feita a ressalta de que apesar da

literatura reconhecer a relação inversa entre distância de fragmentos e capacidade de deslocamento das espécies, essa relação pode variar entre as espécies de pequenos mamíferos (Vieira et al. 2003). Existem estudos como o de Pardini (2001) que mostram situações particulares, como da região do Una, no Sul da Bahia, em que a distância entre fragmentos não foi o fator preponderante para a manutenção da comunidade de pequenos mamíferos. Esses resultados podem ser intrínsecos desse local e estarem relacionados com outros fatores de influência, como a relação entre o tamanho e a circulação entre fragmentos, conforme observaram Pires et al. (2002).

Tabela 4.1. Métricas de valoração da conservação biológica da Serra do Japi e de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal.

		Disponibilidade de recurso						P	Ruptura de habitat		
		PH	FH	TH	EDH	DRO	CDRO		NFr	DF	DSF
Paisagem	1962	0,57	0,68	0,92	0,89	0,37	-	0,92	145	6,34	12,85
	1994	0,54	0,73	0,93	0,89	0,38	-	0,94	176	6,07	17,48
	2005	0,56	0,71	0,92	0,90	0,38	-	0,94	247	6,26	26,26
	Legal	0,65	0,66	0,89	1,00	0,42	-	0,97	438	8,86	44,70
Mosaico 1	1994	-	-	-	-	-	-	0,66	-	-	-
Mosaico 2	1962	-	-	-	-	-	-	0,71	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	0,79	-	-	-
	2005	-	-	-	-	-	-	0,78	-	-	-
	Legal	-	-	-	-	-	-	0,89	-	-	-
Mosaico 3	1962	0,00	-	-	-	-	-	0,39	2	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	0,70	-	-	-
	2005	-	-	-	-	-	-	0,66	-	-	-
Mosaico 4	Legal	0,15	0,06	0,32	1,00	0,00	0,00	0,92	4	90,99	104,46
Mosaico 5	1994	-	-	-	-	-	-	0,69	-	-	-
	2005	-	-	-	-	-	-	0,70	-	-	-
Mosaico 6	1962	0,95	0,72	0,94	0,90	0,65	0,30	1,00	67	5,50	9,91
	2005	0,15	0,00	0,27	0,44	0,00	0,00	0,98	35	33,67	234,47
	Legal	0,01	0,00	0,26	1,00	0,00	0,00	0,98	5	-	-
Mosaico 7	1962	0,00	-	-	-	-	-	0,57	3	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	0,86	-	-	-
	2005	0,01	0,08	0,32	0,86	0,00	0,00	0,80	7	11,32	44,83
	Legal	0,00	-	-	-	-	-	0,74	3	-	-
Mosaico 8	1962	0,00	-	-	-	-	-	0,85	1	-	-
	1994	0,31	0,51	0,81	0,77	0,14	0,03	0,97	51	12,42	27,77
	2005	-	-	-	-	-	-	0,97	-	-	-
	Legal	0,00	-	-	-	-	-	0,98	9	-	-
Mosaico 9	1962	0,29	0,57	0,83	0,86	0,15	0,07	0,87	72	9,09	22,53
	1994	0,92	0,76	0,94	0,91	0,68	0,35	0,99	125	5,22	16,08
	2005	0,80	0,72	0,92	0,90	0,55	0,38	0,98	205	6,06	24,86
	Legal	0,75	0,66	0,89	1,00	0,48	0,42	0,98	417	8,59	44,35

“-“ = ausência de habitat; Medidas de habitat: PH = proporção, FH = formato, TH = tamanho, EDH = estágio de desenvolvimento; DRO = disponibilidade de recurso ótimo; CDRO = contribuição de DRO do mosaico na paisagem; P = permeabilidade; NFr = número de fragmentos; DF = densidade de fronteiras; DSF = densidade de segmentos de fronteiras.



Medidas de habitat: PH = proporção; FH = formato; TH = tamanho; EDH = estágio de desenvolvimento; DRO = disponibilidade de recurso ótimo.

Gradiente de conservação: ■ > ■ > ■ > ■ > □

Figura 4.2. Representação espacial das métricas de valoração da disponibilidade de recursos da Serra do Japi.

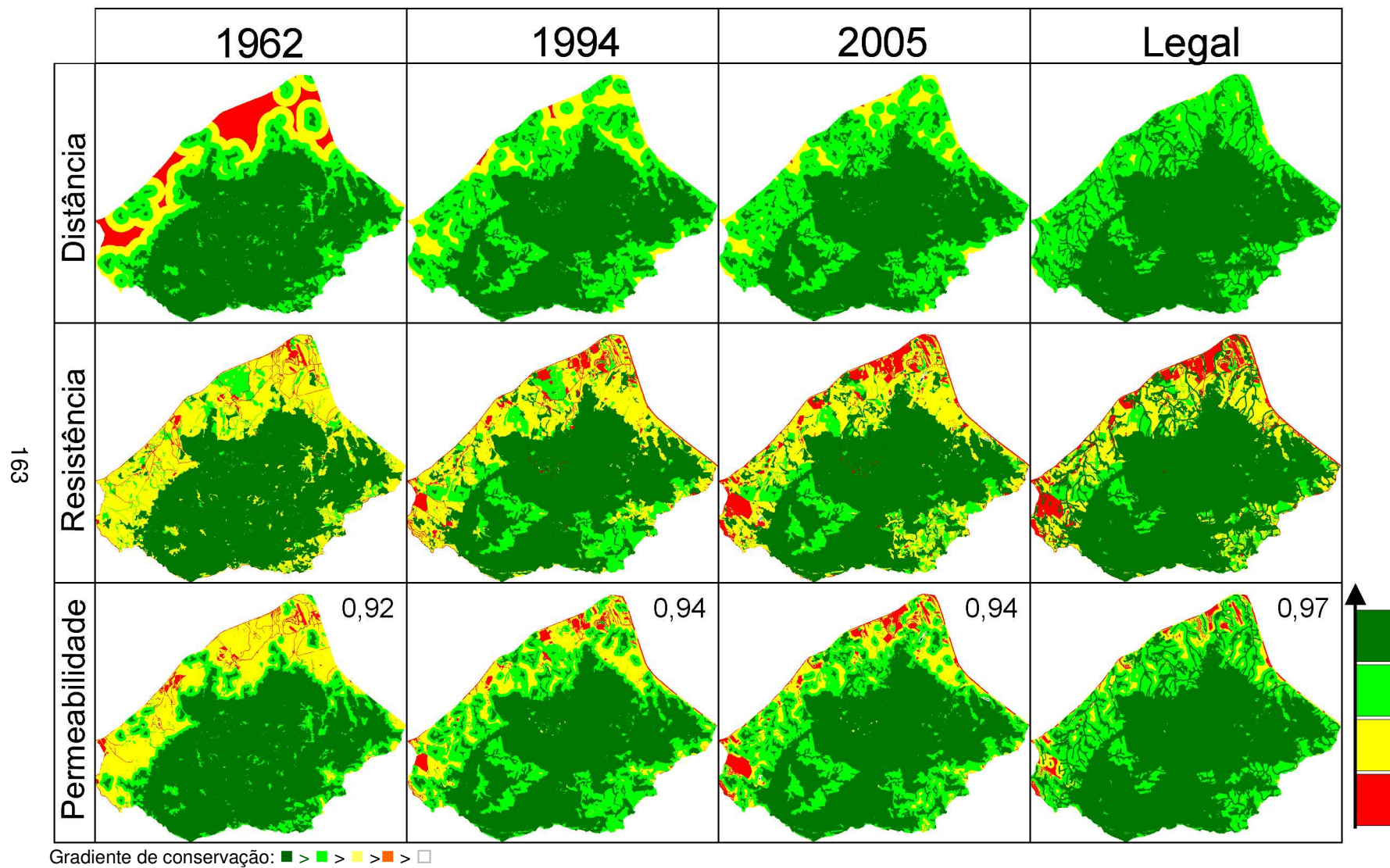


Figura 4.3. Representação espacial das métricas de valoração da conectividade potencial da Serra do Japi.

Ao contrário do esperado, a permeabilidade da paisagem em 1994 e 2005 foi igual ($P = 0,94$). Era esperada uma melhora de P no cenário de 2005 devido à ampliação de matas ciliares e de proteção de nascentes na porção norte da área (Cap. 1), o que inclusive resultou na expansão do mosaico de influência das matas (M9) e na importante redução das áreas de influência urbana presentes em 1994 (Cap. 3). Contudo, houve uma compensação entre a diminuição das distâncias entre habitats e o aumento da resistência da matriz (Figura 4.3), decorrente principalmente da expansão dos aglomerados urbanos em 2005 em detrimento das construções isoladas de 1994. Considerando que uma das peculiaridades do planejamento da conservação é a dependência da escala (Natuhara 2006), deve haver cautela na afirmação de igualdade de P entre os períodos, já que, em uma outra extensão territorial, podem ser averiguadas diferenças principalmente na porção Norte da área.

A comparação dos cenários históricos com o cenário legal mostrou que a permeabilidade estabelecida nos últimos 40 anos não está muito distante da condição idealmente imposta pela legislação ambiental. O cenário legal prevê acréscimo de 5% na permeabilidade em relação a 1962 e 3% em relação a 1994 e 2005 (Tabela 4.1), decorrentes da diminuição das distâncias entre habitats somada à redução da resistência da matriz (Figura 4.3).

A comparação da distribuição espacial de DRO e P entre a paisagem atual e o cenário idealmente proposto pela legislação ambiental (Figuras 4.2 e 4.3) facilita a identificação de áreas prioritárias para recuperação e restauração florestal. De acordo com a literatura, essa restauração pode ser feita a partir de diferentes estratégias de aumento de conectividade e de redução dos riscos de extinção local (Metzger 2003), como o aumento da permeabilidade da matriz a partir de ações de interferência por substituição de usos de menor resistência (Conservation International 2000), a implantação de corredores e *stepping stones* (Stacey & Taper 1992; Van Apeldoorn et al. 1992; Fharig & Mirriam 1994; Metzger 2003), o aumento da área dos fragmentos ou a proteção de suas bordas (Metzger 2003).

Pelos resultados obtidos, se o objetivo for a identificação de áreas prioritárias para conservação do Japi, deve-se dar preferência para a manutenção dos mosaicos de domínio de *stepping stones* (M6) e de florestas (M9), por serem responsáveis não só pela maior disponibilidade de recurso florestal da paisagem, como também pela sua contribuição na permeabilidade, com P entre 0,87 e 1,0 (Tabela 4.1).

Outro mosaico que trouxe contribuição para melhor conectividade da paisagem (P entre 0,85 e 0,98), com uma relação positiva à conservação, foi o mosaico de influência dos reflorestamentos (M8). Apesar de ser uma atividade antrópica, sua estrutura arbórea assemelha-se à condição de floresta. Desta forma, por contribuir para a conexão entre habitats, a paisagem com domínio de reflorestamentos pode ser caracterizada como de matriz “*soft*”, conforme conceito teorizado por Lindermayer & Franklin (2002). Embora a presença de estratificação vertical da floresta seja o componente de maior influência sobre a presença de pequenos mamíferos (Vieira et al. 2003), estudo de Umetsu (2005) mostrou que a abundância desses animais foi significativamente maior em uma matriz de eucalipto do que outras matrizes antropogênicas sem estrutura florestal.

Ao contrário do esperado, o mosaico de influência urbana (M7) foi um dos mosaicos de maior permeabilidade da paisagem em 2005 e, principalmente, em 1994 ($P = 0,8$ e $0,86$, respectivamente), em que M7 cobria grandes extensões. Isso destaca o papel do surgimento de pequenos fragmentos e corredores de habitat natural nas áreas urbanas, que não existiam em 1962, e parecem ter sido chave no aumento da permeabilidade da paisagem. Embora a proximidade entre manchas de habitat e núcleos urbanos possa trazer prejuízos à manutenção da fauna nativa, como a aparente relação entre a presença de animais domésticos e a abundância de pequenos mamíferos (Vieira et al. 2003), estudos, como o de Crooks (2002), destacam a importância dos fragmentos de habitat dentro de áreas urbanas na manutenção de mamíferos, pois serviriam de *stepping stones* para dispersão (Turner & Corlett 1996).

Na valoração da tendência de fragmentação da Serra do Japi ao longo do tempo, considerando a densidade de fronteiras (DF) como uma medida de potencial da fragmentação florestal, pode-se dizer que existiu uma equivalência nos períodos (DF entre 68,6 e 71,6, conforme Tabela 4.2). Apesar dessa equivalência, o tipo de fronteira de maior potencial à fragmentação se modificou nos anos. Em 1962, a fronteira entre floresta e via de acesso era a mais abundante, correspondendo a 52% do comprimento de fronteiras acumulado, mas, com o tempo, os campos antrópicos ganharam destaque, principalmente em 2005, quando passam a representar 47% (Tabela 4.2). Isso é um indício de que a implantação das vias de acesso em 1962 pode ter criada uma situação inicial de fragmentação interna (Goosem 1997), que trouxe consequências para os anos seguintes, com o surgimento de novos campos antrópicos.

Por outro lado, se a tendência de fragmentação for avaliada em relação à frequência de fronteiras (DSF), pode-se dizer que nos últimos 40 anos os habitats estiveram sujeitos a uma crescente pressão de fragmentação, decorrentes do aumento no grau de interação dos habitats de floresta com os diferentes usos da terra, principalmente com os campos antrópicos (Tabela 4.2). O mesmo comportamento foi verificado em relação ao número de fragmentos de floresta (Tabela 4.1), o que reforça a relação entre o aumento nas pressões de uso e ocupação e o surgimento de novas rupturas na paisagem.

Tabela 4.2. Métricas de valoração da tendência de fragmentação florestal da Serra do Japi e da contribuição de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal. Valores entre 0 e 100.

	Tipo de fronteira	1962			1994			2005				Legal		
		Paisagem	M6	M9	Paisagem	M8	M9	Paisagem	M6	M7	M9	Paisagem	M4	M9
Densidade de Fronteiras	mat-aflo	0,2	0,2	-	0,2	-	0,2	0,2	-	-	0,2	-	-	-
	mat-agr	0,3	0,1	0,2	0,4	0,0	0,4	0,2	0,0	-	0,1	0,5	-	0,3
	mat-cam	27,7	17,3	10,3	27,1	3,0	24,1	33,3	1,8	0,4	31,1	35,9	-	35,9
	mat-lag	0,1	0,1	-	0,3	0,0	0,3	0,2	0,0	-	0,2	4,6	0,2	3,3
	mat-ocu	0,0	0,0	-	0,8	0,1	0,7	1,1	0,0	0,0	1,1	3,0	-	2,4
	mat-ref	1,5	0,5	0,9	14,7	8,7	6,0	9,9	-	-	9,9	11,2	-	11,2
	mat-exp	0,3	0,2	0,1	0,4	0,0	0,4	0,3	-	0,1	0,2	0,8	-	0,8
	mat-ste	4,0	2,8	1,2	3,4	0,4	3,0	3,4	0,6	-	2,8	5,3	-	5,3
	mat-via	37,4	26,0	11,3	21,2	4,4	16,9	22,1	0,0	-	22,1	38,7	1,3	37,4
	mata	71,6	47,4	24,2	68,6	16,6	51,9	70,6	2,5	0,4	67,7	100,0	1,5	96,7
Densidade de Segmentos de Fronteiras	mat-aflo	0,3	0,3	-	0,3	-	0,3	0,3	-	-	0,3	-	-	-
	mat-agr	0,5	0,1	0,4	0,5	0,0	0,5	0,3	0,1	-	0,2	1,1	-	0,9
	mat-cam	14,0	8,3	5,7	16,0	1,3	14,7	28,0	1,6	0,1	26,1	39,5	-	39,3
	mat-lag	0,2	0,2	-	0,7	0,0	0,6	0,7	0,0	-	0,6	5,9	0,3	5,5
	mat-ocu	0,3	0,2	-	1,7	0,1	1,5	2,5	0,0	0,0	2,5	6,5	-	6,5
	mat-ref	1,4	0,5	0,9	4,9	2,7	2,2	5,3	-	-	5,4	8,8	-	8,7
	mat-exp	0,4	0,2	0,3	0,9	0,1	0,9	0,8	-	0,2	0,7	1,8	-	1,8
	mat-ste	4,6	3,0	1,6	4,8	0,7	4,1	8,2	1,6	-	6,6	15,4	-	15,4
	mat-via	7,1	4,2	3,1	9,4	2,4	7,0	12,4	0,1	-	12,7	20,9	0,0	20,9
	mata	28,8	16,9	11,9	39,1	7,4	31,7	58,8	3,4	0,3	55,1	100,0	0,3	99,0

mat = mata nativa; aflo = afloramento rochoso; agr = agricultura; cam = campo antrópico; lag = lago; ref = reflorestamento; exp = solo exposto; ste = *stepping stones*; via = via de acesso.

Surpreendentemente, o cenário legal foi o de maior tendência de fragmentação, principalmente no mosaico 4, onde os elementos dominantes foram lagos e matas (Tabelas 4.1 e 4.2). Essa tendência foi observada tanto em aumento do potencial de ruptura (DF), como de pressão por uso e ocupação (DSF), principalmente por campo antrópico e via de acesso (Tabela 4.2). A ampliação da cobertura florestal cria uma rede contínua de habitat que inclusive favorece a permeabilidade da paisagem, mas que ao mesmo tempo amplia o potencial de interferências antrópicas sobre os segmentos de floresta, que se tornam mais suscetíveis a

rupturas. Além disso, o aumento das interferências antrópicas amplia a variabilidade de processos e interações ecológicas que tornam mais difíceis às ações para a conservação. Esses resultados deixam evidente a vulnerabilidade desses habitats de floresta idealmente protegidos pela legislação florestal, que ficam mais susceptíveis aos potenciais impactos provocados pelos usos antrópicos vizinhos.

4.3.2 Mudanças na conservação biológica do Loteamento Ermida

Na avaliação da conservação dos mosaicos que compõem os limites do loteamento Ermida, apenas dois dos identificados para a Serra do Japi tiveram influência sobre os habitats florestais: o mosaico de influência predominante de *stepping stones* (M6), em 1962, e o de influência predominante de matas e campos antrópicos (M9), em todos os cenários estudados. Por outro lado, entre os anos estudados, os 5 mosaicos que compõem o loteamento contribuíram para a manutenção da permeabilidade da paisagem, com menor participação do mosaico de influência antrópica (M7) (Tabela 4.3).

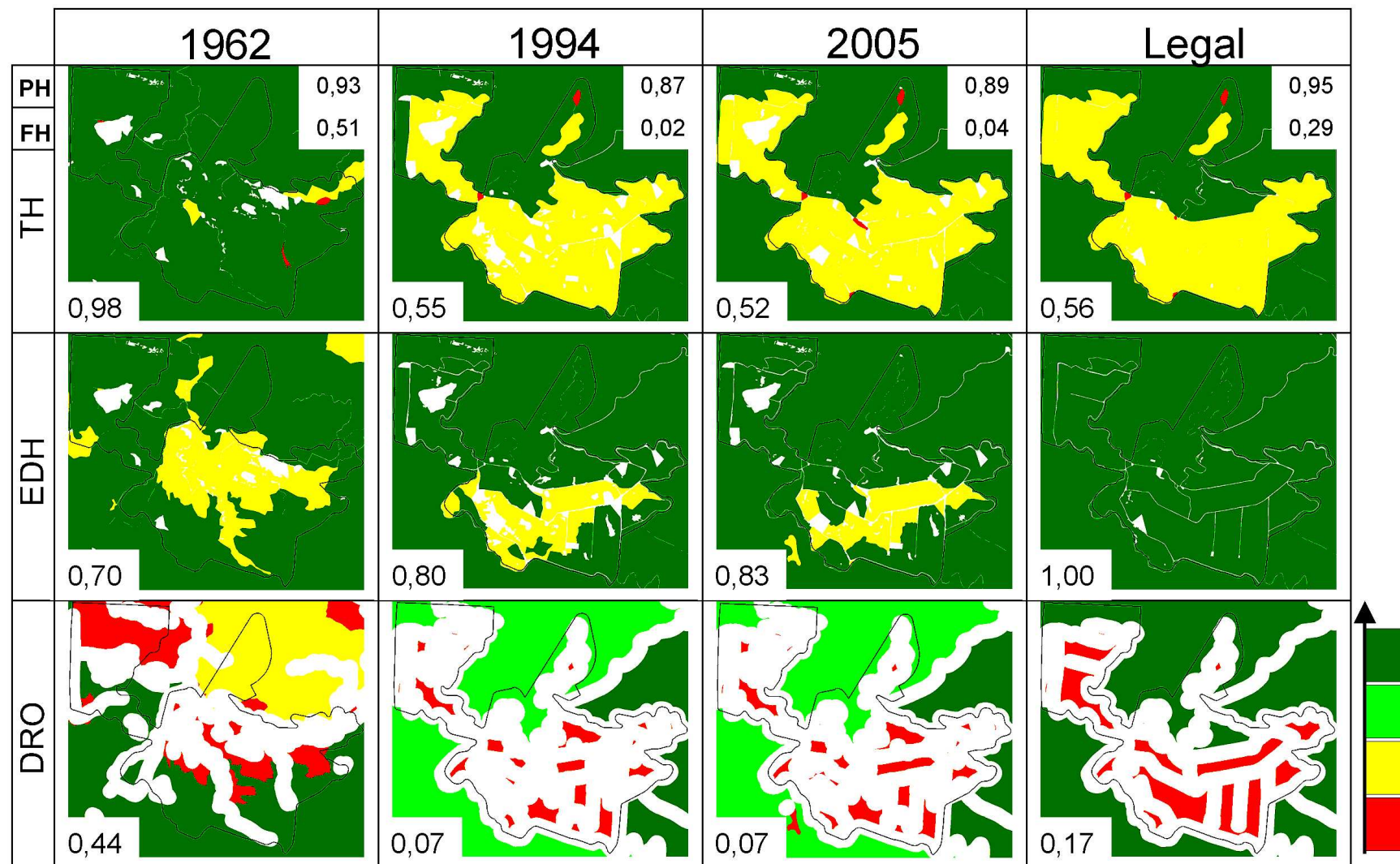
Avaliando a paisagem, conforme já havia sido verificado, a implantação do loteamento não representou uma perda substancial de florestas em área (PH) e não impediu a continuidade do processo sucessional desses habitats (EDH) (Tabela 4.3 e Figura 4.4). Além disso, sua implantação como um elemento de perfuração na floresta não representou uma barreira significativa à conectividade da paisagem (P). A permeabilidade não sofreu alterações em função da proximidade entre habitats, conforme ilustra a Figura 4.5. No entanto, em termos de disponibilidade de recurso ótimo (DRO), pode-se constatar que a mudança foi muito expressiva. De acordo com os critérios adotados, a implantação do loteamento representou uma perda de 84% do recurso ótimo. Isso está relacionado com o desenho do loteamento e com sua elevada densidade de vias de acesso que são responsáveis pelo aumento da fragmentação, comprometendo o tamanho dos habitats (TH) e, principalmente, o formato (FH). Estas características foram potencializadas pelo fato de que o efeito de borda dessa influência urbana teve maior extensão em relação a outros tipos de fronteiras, conforme discutido no Cap. 2.

Tabela 4.3. Métricas de valoração da conservação biológica do Loteamento Ermida e de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal.

		Disponibilidade de recurso					P
		PH	FH	TH	EDH	DRO	
Loteamento	1962	0,93	0,51	0,98	0,70	0,44	1,00
	1994	0,87	0,02	0,55	0,80	0,07	0,99
	2005	0,89	0,04	0,52	0,83	0,07	0,99
	Legal	0,95	0,29	0,56	1,00	0,17	1,00
Mosaico 5	1994	-	-	-	-	-	1,00
	2005	-	-	-	-	-	0,92
Mosaico 6	1962	0,97	0,52	1,00	0,70	0,47	1,00
	2005	-	-	-	-	-	0,98
Mosaico 7	1994	-	-	-	-	-	0,97
	2005	-	-	-	-	-	0,91
	Legal	-	-	-	-	-	0,90
Mosaico 8	1962	-	-	-	-	-	0,99
	1994	-	-	-	-	-	1,00
	2005	-	-	-	-	-	0,99
Mosaico 9	1962	0,34	0,00	0,89	0,73	0,00	0,99
	1994	0,93	0,02	0,55	0,80	0,07	1,00
	2005	0,94	0,04	0,52	0,83	0,07	1,00
	Legal	0,96	0,29	0,56	1,00	0,17	1,00

“-“ = ausência de habitat; Medidas de habitat: PH = proporção, FH = formato, TH = tamanho, EDH = estágio de desenvolvimento; DRO = disponibilidade de recurso ótimo; P = permeabilidade.

Essa condição crítica permite dizer que já ocorreu um primeiro passo em direção a perda da biodiversidade. Esta afirmação baseia-se no modelo hipotético desenvolvido por Metzger & Décamps (1997), que define quatro fases de perda de habitat e da biodiversidade em relação ao limiar de conectividade estrutural. Para esses autores, na primeira fase os fragmentos ainda estão ligados, mas um pequeno grau de perda de habitat cria novos habitats para as espécies de borda e a biodiversidade global aumenta. O problema é que se a fase seguinte se estabelecer, a fragmentação tende a aumentar, diminuindo a conectividade estrutural, podendo aparecer a estrutura de metapopulação, com a extinção local, a disseminação de espécies generalistas e de borda e o início da extinção de espécies mais sensíveis à fragmentação. Aparentemente, a implantação do loteamento Ermida está distante da última fase, momento em que as manchas se tornam totalmente isoladas, conduzindo à baixa biodiversidade e à persistência apenas de espécies generalistas e de borda. Dessa forma, os resultados permitem inferir que o loteamento ainda está em uma situação passível de manejo e recuperação.



Medidas de habitat: PH = proporção; FH = formato; TH = tamanho; EDH = estágio de desenvolvimento; DRO = disponibilidade de recurso ótimo.

Gradiente de conservação: ■ > ■ > ■ > ■ > □

Figura 4.4. Representação espacial das métricas de valoração da disponibilidade de recursos do Loteamento Ermida.

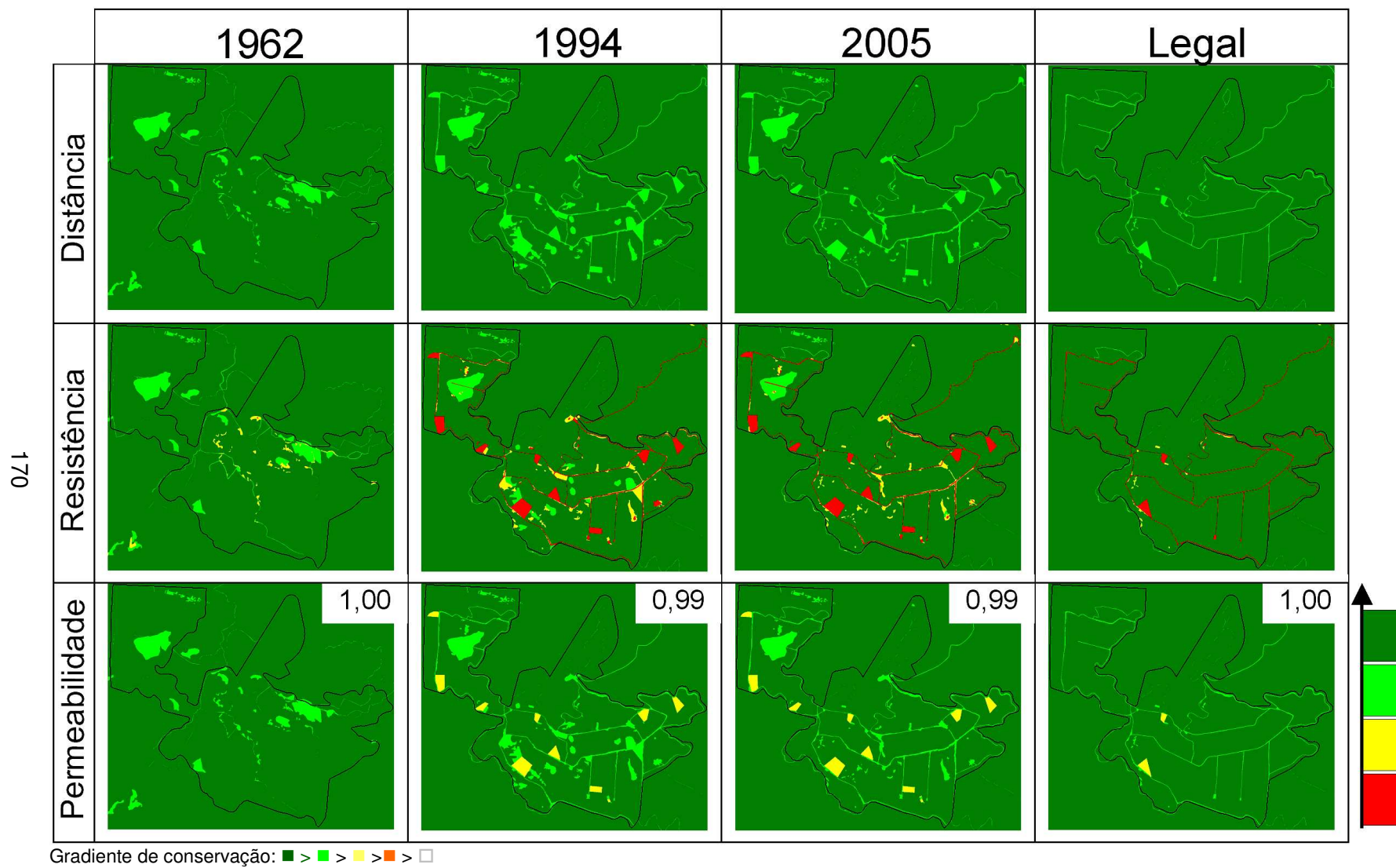


Figura 4.5. Representação espacial das métricas de valoração da conectividade potencial do Loteamento Ermida.

Como os processos ecológicos dependem da distribuição dos remanescentes florestais, o padrão de ocupação antrópica tem papel importante no funcionamento da paisagem (Metzger 2001). Dessa forma, os processos e padrões de fragmentação de uma floresta podem variar de acordo com a arquitetura da ocupação antrópica e, principalmente, com o desenho das vias de acesso construídas. Existe uma intrínseca relação entre o processo de desmatamento, perda de recursos naturais e a geometria da rede de estradas (Ferraz et al. 2005), em que diferentes traçados terão consequências distintas em termos de estrutura e função dos elementos na paisagem (Polleto & Metzger 2005).

Apesar do cenário legal prever a manutenção de uma alta taxa de cobertura florestal (PH) em elevado grau de desenvolvimento sucessional (EDH), o fato de não impedir a manutenção das vias de acesso faz com que a melhora em termos de disponibilidade de recurso seja muito sutil, persistindo os efeitos negativos sobre o formato (FH) e o tamanho (TH) do habitat (Tabela 4.3 e Figura 4.4). Dessa forma, pensando em um cenário futuro para o loteamento Ermida, a redução das vias e a otimização dos acessos às chácaras provavelmente seria uma importante estratégia na redução das perdas de fontes de recurso, o fator que mais desfavorece o loteamento quanto a conservação da Serra do Japi.

Na avaliação das mudanças relacionadas à tendência de fragmentação da área destinada ao loteamento Ermida, pode-se dizer que os cenários anteriores à implantação do loteamento (1962) e o legal são paisagens que denotaram menor propensão à fragmentação, tanto em potencial de ruptura (DF) quanto em pressão por interações de usos (DSF) (Tabela 4.4). Além disso, as ocupações urbanas, que representam uma influência altamente interveniente na floresta, inexistiam em 1962 e ficaram muito reduzidas no cenário legal, favorecendo a manutenção de habitats.

A menor tendência de fragmentação antes da implantação do loteamento pode ter sido influenciada pelo fato de antigamente a área ser parte de uma única propriedade rural, o que, segundo Oliveira-Filho (2001), representa uma vantagem à manutenção de fragmentos maiores em relação ao padrão de desmatamento aleatório de propriedades menores.

Novamente, o elemento de maior potencial de ruptura da floresta (DF) foi “vias de acesso”, principalmente no cenário legal. Por outro lado, com a implantação do loteamento (cenários de 1994 e 2005), aumentaram as interações entre florestas e campos antrópicos e

surgiram as interações com ocupações urbanas, exercendo uma pressão ainda maior sobre as florestas (DSF) (Tabela 4.4).

Tabela 4.4. Métricas de valoração da tendência de fragmentação florestal do Loteamento Ermida e de seus mosaicos nos cenários de 1962, 1994, 2005 e legal.

	Tipo de fronteira	1962			1994	2005	Legal
		Paisagem	M6	M9	Paisagem/M9	Paisagem/M9	Paisagem/M9
Densidade de Fronteiras	mat-aflo	6,9	6,9	-	7,4	6,5	-
	mat-agr	-	-	-	-	-	-
	mat-cam	22,3	20,7	1,6	51,1	44,1	7,9
	mat-lag	-	-	-	-	-	-
	mat-ocu	-	-	-	12,8	13,1	2,4
	mat-ref	4,7	4,7	-	4,9	4,4	-
	mat-exp	2,5	2,5	-	1,3	-	-
	mat-ste	12,0	12,0	-	13,9	0,3	-
	mat-via	73,5	70,7	2,8	155,7	159,2	172,8
	mata	121,9	117,5	4,3	247,1	227,7	183,1
Densidade de Segmentos de Fronteiras	mat-aflo	7,2	7,2	-	7,8	7,6	-
	mat-agr	-	-	-	-	-	-
	mat-cam	43,2	38,0	5,1	119,6	118,7	23,2
	mat-lag	-	-	-	-	-	-
	mat-ocu	-	-	-	27,7	24,8	4,0
	mat-ref	3,1	3,1	-	2,2	2,2	-
	mat-exp	1,0	1,0	-	6,6	-	-
	mat-ste	14,4	14,4	-	16,6	3,2	-
	mat-via	30,8	23,6	7,2	111,9	102,5	43,3
	mata	99,7	87,4	12,3	292,5	258,9	70,5

mat = mata nativa; aflo = afloramento rochoso; agr = agricultura; cam = campo antrópico; lag = lago; ref = reflorestamento; exp = solo exposto; ste = *stepping stones*; via = via de acesso.

Conforme já apresentado no Capítulo 1, existem diferentes propostas de interferências para essa área defendidas pelos grupos sociais envolvidos. Estas propostas foram espacializadas e analisadas em cinco cenários futuros para o loteamento: (a) cenário de proteção e de expectativa da empresa Bonfim (indenização de todos os proprietários e incorporação da área à Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi - RBMSJ); (b) cenário de ocupação (projeto inicial aprovado pelo Incra em 1976); (c) cenário de expectativa dos proprietários (projeto de adequação da associação de moradores APASE); (d) cenário alternativo I (desapropriação de lotes da empresa Bonfim e da área destinada ao hotel) e (e) alternativo II (semelhante à alternativa I, com a otimização das vias de acesso), ambos propostos por Scarabello Filho (2005) e apresentados à comunidade e à Prefeitura de Jundiá.

De acordo com as estratégias adotadas na interpretação das interferências desse tipo de ocupação sobre a conservação florestal, quais dessas propostas representariam as melhores opções para a conservação biológica?

Sem dúvida, para a conservação, a melhor opção seria o cenário de proteção e de expectativa de indenização da empresa Bomfim com a desapropriação de todo o complexo e a sua incorporação ao atual polígono da RBMSJ, em que todas as medidas de conservação aplicadas seriam máximas. No entanto, sob a luz do conhecimento do estado de conservação dos cenários passados e pensando em soluções realistas e de consenso entre os atores envolvidos, as melhores opções seriam os cenários alternativos I e II que parecem soluções viáveis para o conflito de implantação desse empreendimento que perdura há muitos anos.

Embora as duas propostas sejam as mais adequadas, considerando os critérios adotados, a melhor opção para a conservação seria o alternativo II, que reduz substancialmente as vias de acesso e com isso prevê um aumento na disponibilidade de recurso ótimo (DRO), diminuição na tendência de fragmentação (DF e DSF) e manutenção da permeabilidade (P) em relação ao cenário atual dessa área. Essa alternativa estaria muito próxima ou até melhor, no caso da tendência de fragmentação, ao observado antes da implantação desse empreendimento (1962). Embora contribuindo menos para a conservação biológica da área, o cenário alternativo I teria medidas de conservação muito próximas à esperada pela legislação ambiental, principalmente em relação à disponibilidade de recurso ótimo (DRO) (Tabelas 4.3 a 4.6 e Figuras 4.4 a 4.7).

Tabela 4.5. Métricas de valoração da conservação biológica em diferentes cenários futuros para o Loteamento Ermida.

Cenários Futuros	Disponibilidade de recurso					P
	PH	FH	TH	EDH	DRO	
Projeto inicial	0,29	0,02	0,41	1,00	0,00	0,93
Projeto APASE	0,36	0,02	0,41	1,00	0,01	0,94
Alternativo 1	0,68	0,22	0,49	1,00	0,13	0,97
Alternativo 2	0,74	0,59	0,84	1,00	0,44	0,98

“-“ = ausência de habitat; Medidas de habitat: PH = proporção, FH = formato, TH = tamanho, EDH = estágio de desenvolvimento; DRO = disponibilidade de recurso ótimo; P = permeabilidade.

Tabela 4.6. Métricas de valoração da tendência de fragmentação florestal em diferentes cenários futuros para o Loteamento Ermida.

	Tipo de fronteira	Projeto inicial	Projeto APASE	Alternativo 1	Alternativo 2
Densidade de Fronteiras	mat-aflo	-	-	-	-
	mat-agr	-	-	-	-
	mat-cam	176,3	93,7	111,4	82,9
	mat-lag	-	-	-	-
	mat-ocu	554,0	223,3	84,6	55,6
	mat-ref	-	-	-	-
	mat-exp	-	-	-	-
	mat-ste	-	-	-	-
	mat-via	12,2	5,1	3,5	3,9
	mata	742,5	322,1	199,4	142,5

mat = mata nativa; aflo = afloramento rochoso; agr = agricultura; cam = campo antrópico; lag = lago; ref = reflorestamento; exp = solo exposto; ste = *stepping stones*; via = via de acesso.

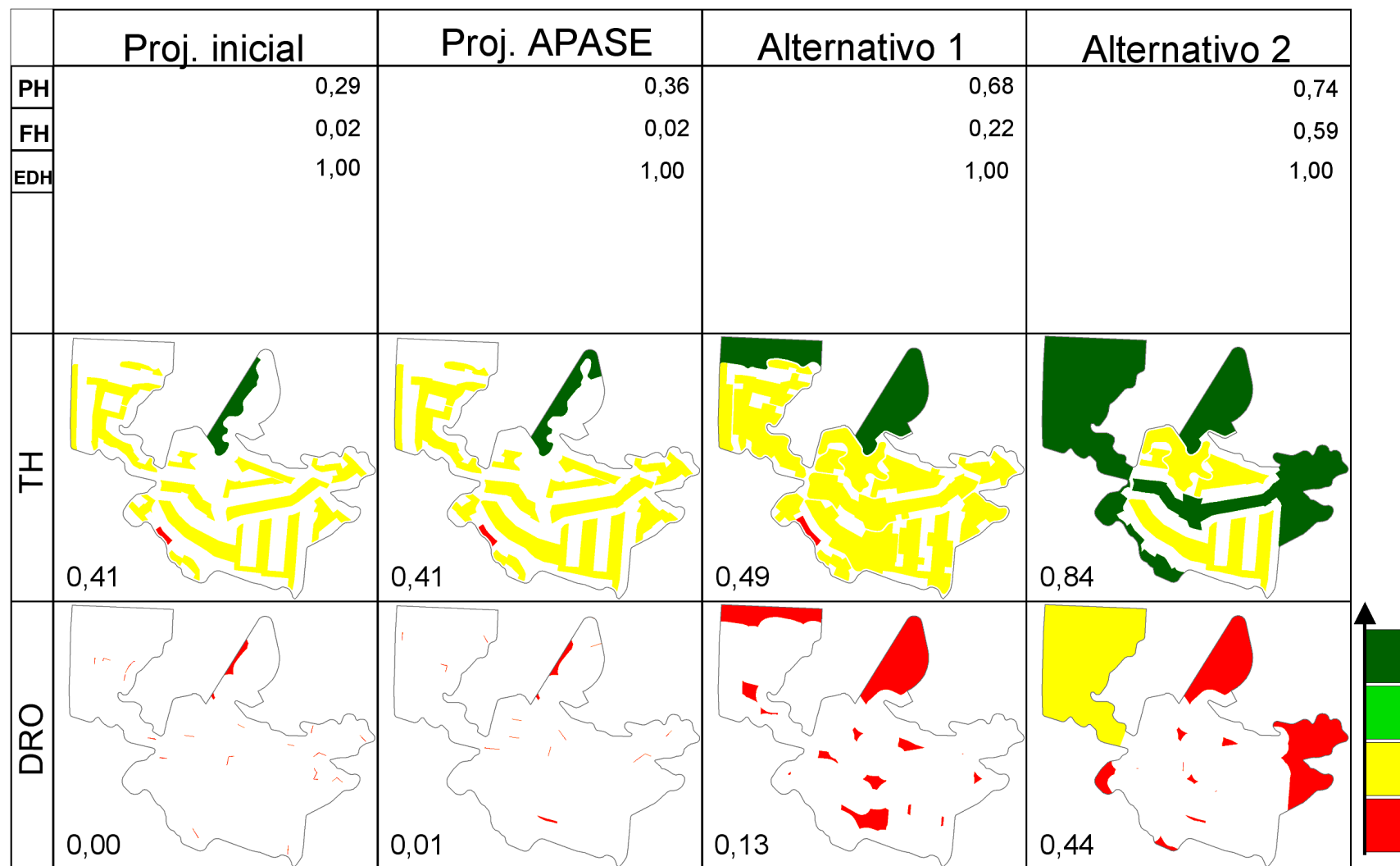
Em um debate público o projeto inicial não deveria ser visto como opção. Ele tem os piores valores para todos os critérios adotados e configuraria o loteamento como uma perfuração de grande prejuízo à paisagem, com zero de DRO, com a mais baixa permeabilidade (P) e com grande tendência de fragmentação (DF e DSF). A proposta de adequação apresentada pela associação de moradores APASE não é muito diferente disso. Embora preveja um aumento de 19% na proporção de habitat em relação a essa proposta inicial, esse aumento não significaria uma melhora para o estado de conservação da área (Tabelas 4.5 e 4.6 e Figuras 4.6 e 4.7).

A Figura 4.8 apresenta uma síntese dos resultados obtidos com a representação das medidas de conservação de todos os cenários estudados em relação ao cenário legal, indicando quais cenários estariam próximos daquele previsto pela legislação ambiental. Esses resultados sugerem o esforço que deve ser empreendido no manejo da paisagem para que a conservação se aproxime, pelo menos, do esperado pelas atuais medidas de proteção ambiental.

Em síntese, este estudo permitiu afirmar que em termos de permeabilidade (P) e de disponibilidade de recurso ótimo (DRO) o melhor cenário para a conservação da Serra do Japi é o cenário proposto pela legislação ambiental, embora deva ser considerada a alta tendência de fragmentação florestal decorrente de seu desenho (Figura 4.8). Já em relação ao loteamento Ermida, pode-se dizer que, mesmo considerando o cenário legal, o melhor cenário dos últimos

40 anos para a conservação foi o de 1962, quando não havia interferência do loteamento. Por outro lado, dentre os cenários futuros, a melhor proposta de implantação do loteamento Ermida seria a alternativa II, a qual propõe um estado de conservação muito próximo ao de 1962. De qualquer forma, ficou claro que as vias de acesso constituem o principal obstáculo para a conservação biológica dessas áreas, até mesmo para o cenário legal, e que sua otimização deve ser um ponto comum a qualquer que seja a proposta de interferência futura.

Ainda que os métodos aplicados tenham sido suficientes na compreensão das mudanças na disponibilidade de recursos e na conectividade potencial da paisagem para o grupo de pequenos mamíferos, seriam convenientes estudos *in loco* para averiguação da conectividade funcional espécie a espécie, que serviria de base para o aprimoramento e avaliação das métricas utilizadas e para a ampliação dos benefícios dessa análise.



Medidas de habitat: PH = proporção; FH = formato; TH = tamanho; EDH = estágio de desenvolvimento; DRO = disponibilidade de recurso ótimo.

Gradiente de conservação: ■ > ■ > ■ > ■ > □

Figura 4.6. Representação espacial das métricas de valoração da disponibilidade de recursos do Loteamento Ermida.

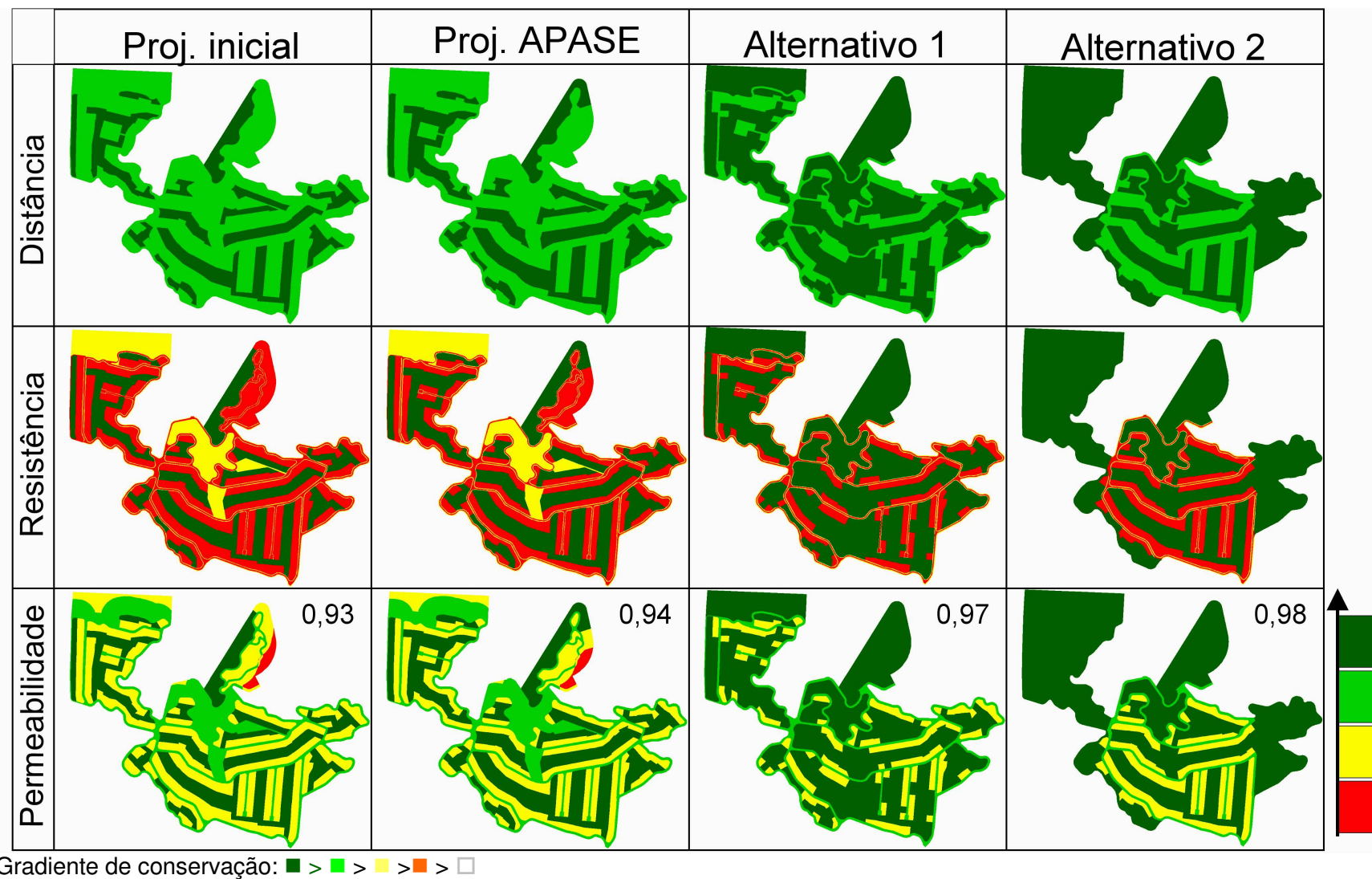
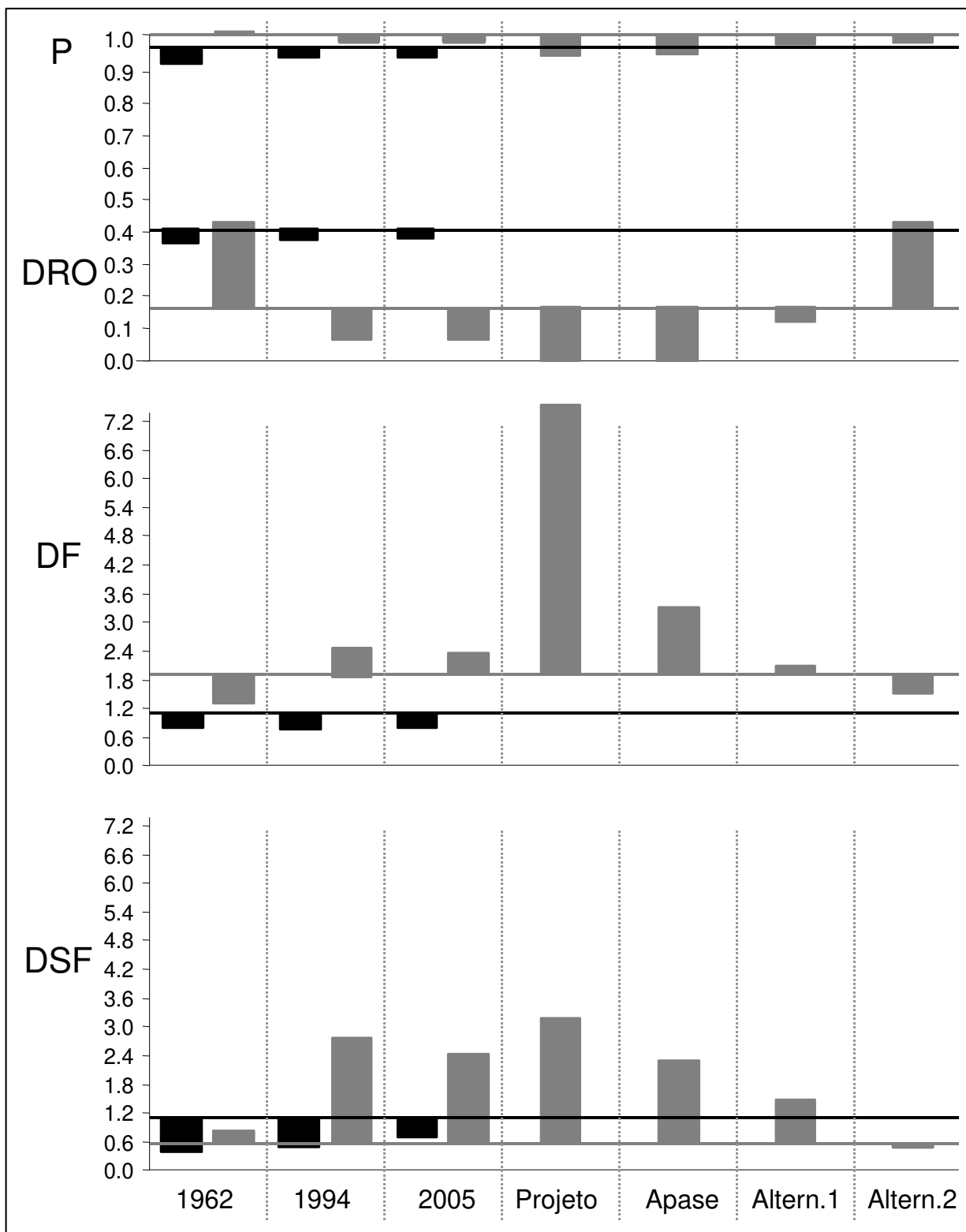


Figura 4.7. Representação espacial das métricas de valoração da conectividade potencial do Loteamento Ermida.



DRO = disponibilidade de recurso ótimo; P = permeabilidade; DF = densidade de fronteiras; DSF = densidade de segmentos de fronteiras.

Figura 4.8. Medidas de conservação dos cenários estudados na Serra do Japi (■) e no loteamento Ermida (■) em relação aos valores obtidos para o cenário legal (linha contínua).

4.4 CONCLUSÕES

Considerando o grupo de referência (pequenos mamíferos) e os critérios de valoração da conservação utilizados nesse capítulo, pôde-se inferir que o aumento na quantidade de habitat florestal nem sempre representou um acréscimo na qualidade ou conservação biológica da paisagem, embora esse resultado pudesse ser diferente para mamíferos de grande porte que precisam de grandes extensões de área de vida. Ficou evidente também que ação antrópica de maior influência foi, sem dúvida, a presença e a disposição das vias de acesso recortando os remanescentes florestais e ampliando seus efeitos de borda.

Em relação ao estado de conservação da Serra do Japi, a valoração dos diferentes cenários permitiu verificar que a paisagem idealizada pela legislação ambiental é a melhor expressão para a conservação, se observada a disponibilidade de recursos e, principalmente, a permeabilidade da paisagem. Também indicou que as paisagens dos últimos 40 anos tornaram-se cada vez mais próximas desse cenário idealizado pela legislação e parecem ter vantagens no processo de gestão em virtude da menor tendência à fragmentação dos seus habitats. Isso porque no cenário legal – apesar dos efeitos positivos da ampliação da cobertura de florestas – ocorreria a ampliação de interferências antrópicas sobre os manchas florestais, tornando-as mais suscetíveis a rupturas.

Os critérios adotados na valoração da conservação biológica mostraram que o loteamento não representou uma perda substancial de florestas em área e não impediu a continuidade do processo sucessional desses habitats, além de não representar uma barreira significativa à conectividade da paisagem. Por outro lado, o principal efeito negativo da sua implantação foi a diminuição da disponibilidade de recurso ótimo, que teve como causa central o tipo de desenho e de disposição das vias de acesso desse empreendimento. Esse efeito não seria minimizado se o cenário legal fosse integralmente implementado, porque ele não impede a presença de vias de acesso e seus efeitos sobre o formato e o tamanho dos habitats. Nessa mesma direção, os resultados mostraram que, dentre os cenários almejados pelos grupos sociais envolvidos, a melhor alternativa para a conservação biológica seria aquela em que ocorre a redução das vias com a otimização dos acessos às chácaras, pois ampliaria a disponibilidade de recurso ótimo, o fator que mais desfavorece esse empreendimento,

permitindo um estado de conservação muito próximo ao observado antes de sua interferência na paisagem.

A avaliação das métricas de fronteiras utilizadas neste estudo mostrou que a frequência foi o atributo de fronteira que melhor retratou as mudanças da paisagem. Ele foi capaz de expressar uma crescente pressão antrópica, mais condizente com as informações históricas sobre a área. Em relação à medida de permeabilidade, ficou evidente o papel dos pequenos fragmentos e dos corredores de habitat sobre a permeabilidade interna aos centros urbanos.

A aplicação das métricas de valoração da conservação propostas nesse estudo no planejamento de uma região permitiria identificar áreas prioritárias à conservação, principalmente se for realizada a identificação e a valoração dos diferentes tipos de mosaicos da paisagem, que definem com mais precisão as porções territoriais onde podem ser ampliados os esforços de ação para a conservação biológica.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANTROP, M. Why landscapes in the past are important for the future. **Landscape and Urban Planning**, v.70, p.21-34, 2005.

BARRETT, G.W.; PELES, J.D. **Landscape ecology of small mammals**. New York: Springer-Verlag, 1999.

BAUM, K.A. et al. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v.85, p.2671-2676, 2004.

BIERREGAARD JR., R.O.; DALE, V.H. Islands in an ever-changing sea: the ecological and socioeconomic dynamics of Amazonian rain forest fragments. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Eds.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. p.187-204.

BISSONETT, J.A.; STORCH, I. **Landscape ecology and resource management: linking theory with practice**. Washington: Island Press, 2003.

BOTEQUILHA-LEITÃO, A.; AHERN, J. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. **Landscape and Urban Planning**, v.59, p.65-93, 2002.

CALABRESE J.M.; FAGAN W.F. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.2, p.529-536, 2004.

CERQUEIRA, R. et al. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas, 2003. p.24-40.

COLLI et al. A fragmentação dos ecossistemas e a biodiversidade brasileira: uma síntese. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas, 2003. p.318-324.

CONSERVATION INTERNATIONAL. **Designing Sustainable Landscapes**: the Brazilian Atlantic Forest. Conservation International & Center for Applied Biodiversity Science (Org.). Washington, 2000. 32p.

CROOKS, K.R. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. **Conservation Biology**, v.16, p.1-15, 2002.

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v.1, p.3-10, 2001.

DANIEL, T.C.; VINING, J. Methodological issues in the assessment of landscape quality. In: ALTMAN, I.; WOHWILL, J. (Eds.). **Behaviour and the natural environment**. New York: Plenum Press, 1983. p.39-84.

DANIELSON, B.J.; ANDERSON, G.S. Habitat selection in geographically complex landscapes. In: BARRETT G.W.; PELES J.D. (Eds.). **Landscape ecology of small mammals**. New York: Springer-Verlag, 1999. p. 89-103.

DECKERS, B.; HERMY, M.; MUYS, B. Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. **Acta Oecologica**, v.26, n.1, p.23-37, 2004.

DRAMSTAD, W.E.; OLSON, J.D.; FORMAN, R.T.T. **Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning**. Washington: Island press, 1996.

FAGAN, W.F.; CALABRESE, J.M. Quantifying connectivity: balancing metric performance with data requirements. In: CROOKS K.R.; SANJAYAN M. (Eds.). **Connectivity conservation**. Cambridge, Cambridge University Press, 2006. p.297-317.

FERRAZ, S.F.B. et al. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1984 and 2002 in central Rondônia, Brazil: assessment and future scenarios. **Forest Ecology and Management**, v.204, n.1, p.67-83, 2005.

FHARIG, L.; MIRRIAM, G. Conservation of fragmented populations. **Conservation Biology**, v.8, n.1, p.50-59, 1994.

FHARIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.34, p.487-515, 2003.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M.V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v.4, p.493-502, 2007.

FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley, 1986.

FORMAN, R.T.T. **Land mosaics**: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

FRITZ, R.; MERRIAM, G. Fencerows habitats for plants moving between farmland Forest. **Biological Conservation**, v.64, n.2, p.141-148, 1993.

GENELETTI, D. Biodiversity Impact Assessment of roads: an approach based on ecosystem rarity. **Environmental impact assessment review**, v.3, n.3, p.343-365, 2003.

GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforest. **Current Science**, v.3, n.11, p.1587-1595, 2007.

GUSTAFSON, E.J. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? **Ecosystems**, v.1, p.143-156, 1998.

HANSKI, I. Population dynamic consequences of dispersal in local population and in metapopulations. In: DANCHIN, J.C.; DHONDT, A.A.; NICHOLS, J.D. (Eds.). **Dispersal**. Oxford: University press, 2001. p.283-298.

HESS, G. Disease in metapopulation models: implications for conservation. **Ecology**, v.77, p.1617-1632, 1996.

JACQUES, D.L. Landscape appraisal: the case for a subjective theory. **Journal of Environmental Management**, v.10, p.107-113, 1980.

LINDENMAYER, D.B.; FRANKLIN, J. **Conserving Forest Biodiversity**: a comprehensive multiscaled approach. Washington: Island Press, 2002.

LIU, J; TAYLOR, W.W. **Integrating landscape ecology into natural resource Management**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

LYNCH, J.F; WHIGHAM, D.F. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland USA. **Biological Conservation**, v.28, p.287-324, 1984

MAGLE, S.B.; THEOBALD, D.M.; CROOKS, K.R. A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA. **Landscape Ecology**, v.24, p.267-280, 2009.

MARTINS, I.C.M. et al. Diagnóstico ambiental do contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipuca" no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore**, v.26, n.3, p.299-309, 2002.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for categorical maps. Amherst: University of Massachusetts, 2002.

METZGER, J. P.; MULLER, E. Characterizing the complexity of landscape boundaries. **Landscape ecology**, v.11, p.65-77, 1996.

METZGER, J.P. ; DECAMPS, H. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. **Acta Oecologica**, v.18, p.1-12, 1997.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.71, p.445-465, 1999.

METZGER, J.P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, v.1, p.1-14, 2001.

METZGER, J.P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA et al. (Orgs.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisa Agrícolas e Florestais - FEPAF, 2003. p.49-76.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C. (Eds.) **Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba: Ed. da UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2004. p.423-453.

MOILANEN, A.; NIEMINEN, M. Simple connectivity measures in spatial ecology. **Ecology**, v.83, p.1131–1145, 2002.

MOILANEN, A.; HANSKI, I. On the use of connectivity measures in spatial ecology. **Oikos**, v.95, p.147-151, 2001.

NATUHARA, Y. Landscape evaluation for ecosystem planning. **Landscape and Ecological Engineering**, v.2, n.1, p.3-11, 2006.

NIKOLAKAKI, P. A GIS site-selection process for habitat creation: estimating connectivity of habitat patches. **Landscape and Urban Planning**, v.68, p.77-94, 2004.

NOSS, R.F.; O'CONNELL, M.A.; MURPHY, D.D. **The science of conservation planning: habitat conservation under the endangered species act**. Washington: Island Press, 1997.

ODUM, E.P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.

OLIVERIRA-FILHO, F.J.B. **Padrão de desmatamento e evolução da estrutura da paisagem em alta floresta (MT)**. 2001. 127p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, 2001.

PARDINI, R. **Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, sul da Bahia: processos e conservação**. 2001. 147p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade de São Paulo, 2001.

PARDINI, R. et al. The role of Forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in na Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v.124, p.253-266, 2005.

PELES, J.D.; BOWNE, D.R.; BARRETT, G.W. Influence of landscape structure on movement patterns of small mammals. In: BARRETT G.W.; PELES J.D. (Eds.). **Landscape Ecology of Small Mammals**. New York: Springer-Verlag, 1999. p.41–62.

PIRES, A.S. et al. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. **Biological Conservation**, v.108, n.2, p.229-237, 2002.

POLLETO, M.C.; METZGER, J.P. A ecologia da paisagem na avaliação de impactos ecológicos de corredores rodoviários: o caso de um segmento do trecho sul do rodanel de São Paulo. In: VII Congresso de Ecologia do Brasil e I Simpósio de Ecologia da Paisagem, Caxambu, 2005. **Anais do VII Congresso de Ecologia do Brasil**. Caxambu: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2005.

PULLIAM, H.R. Sources, sinks, and population regulation. **American Naturalist**, v.132, p.652-661, 1988.

RANDOLPH, J. **Environmental land use planning and management**. Washington: Island Press, 2004.

ROLDÁN-MARTÍN, M.J.; DE PABLO, C.L.; DE AGAR, P. Landscape changes over time: comparison of land uses, boundaries and mosaics. **Landscape ecology**, v.21, p.1075-1088, 2006.

SANTOS, R.F. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de textos, 2004.

SCARABELLO FILHO, S. **O artífice e a ferramenta: a participação pública na gestão ambiental - áreas da Serra do Japi - Jundiaí/SP**. 2005. 277p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

SIMBERLOFF, D. et al. Movement corridors: conservation bargains or poor investments? **Conservation Biology**, v.6, n.4, p.493-504, 1992.

STACEY, B.P.B.; TAPER, M. Environmental variation and the persistence of small populations. **Ecological Applications**, v.2, n.1, p.18-19, 1992.

TAYLOR, P.D. et al. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v.68, p.571-573, 1993.

TISCHENDORF, L.; FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. **Oikos**, v.90, p.7-19, 2000.

TISCHENDORF, L.; BENDER, D.J.; FAHRIG, L. Valuation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs. generalist dispersers. **Landscape Ecology**, v.18, p.41-50, 2003.

TURNER, I.M.; CORLETT, R.T. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology and Evolution**, v.11, p.330-333, 1996.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O'NEILL, R.V. **Landscape ecology in theory and practice: pattern and process**. New York: Springer-Verlag, 2001.

UEZU, A.; BEYER, D.D.; METZGER, J.P. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? **Biodiversity and Conservation**, v.17, p.1907-1922, 2008.

UMETSU, F. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos**: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. 2005. 125p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

URBAN, D.L.; KEITT, T.H. Landscape connectedness: a graph theoretic perspective. **Ecology**, v.82, p.1205-1218, 2001.

VALVERDE, V. et al. Análisis de la estructura espacial del paisaje: mosaicos del paisaje. In: MAESTRE, F.T.; ESCUDERO, A.; BONET, A. (Eds.). **Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales**: métodos y aplicaciones. Madrid: Dykinson, S.L., 2008. p.747-759.

VAN APELDOORN, R.C. et al. Effects of habitat fragmentation on the bank vole, *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape. **Oikos**, v.65, p.265-274, 1992.

VIEIRA, M.V. et al. Mamíferos. In: RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A.S. (Orgs.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria Nacional de Biodiversidade e Florestas, 2003. p.126-151.

WIENS, J.A.; MOSS, M. **Studies in landscape ecology**: issues and perspectives in landscape ecology. Cambridge: Cambridge University Press, 2005.

WIENS, J.A.; CRAWFORD, C.S.; GOSZ, J.R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying landscape ecosystems. **Oikos**, v.45, n.3, p.421-427, 1985.

WILCOVE, D.S. et al. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. **Conservation biology**: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer Associates, 1986. p.237-256.

WU, J.; HOBBS, R.J. Landscape ecology: the state of the science. In: _____. **Key topics in landscape ecology**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. p.271-287.

ZENG, H.; BEN WU, X. Utilities of edge-based metrics for studying landscape fragmentation. **Computers, Environment and Urban Systems**, v.29, p.159-178, 2005.

6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A criação e a comparação de cenários históricos e de expectativas mostrou-se uma ferramenta importante na avaliação das influências humanas sobre as mudanças na conservação da paisagem e na compreensão das suas distâncias. Ficou evidenciado que a avaliação comparada somente pela quantidade de floresta, como comumente ocorrem nos processos de decisão em planejamento, pode trazer conclusões distintas das avaliações que consideram a escala de resposta, a configuração e a identificação e análise das principais forças indutoras de mudanças na paisagem. Dessa forma, a perspectiva proposta para a construção de cenários pode auxiliar na tomada de decisão em processos participativos, principalmente quando ocorre a espacialização das expectativas e sua comparação com outros cenários, o que ajuda na proposição de cenários futuros consensuais que busquem estabelecer a conservação ambiental e sua partilha social.

A identificação de mosaicos foi eficaz na avaliação da heterogeneidade estrutural da paisagem, com o reconhecimento dos elementos de domínio; na identificação de áreas com maior potencial de contribuição à conectividade; na verificação de fronteiras conflitantes e persistentes na paisagem e; na avaliação de forças motrizes e vetores de mudança relacionados ao processo de fragmentação. A aplicação desse método foi capaz de revelar mudanças históricas que não poderiam ser observadas apenas a partir da sobreposição dos mapas de uso da terra, revelando alterações nas interações de fronteira e nas relações de domínio de tipo de uso que caracterizam as pressões sobre o território.

Na última etapa desse trabalho, considerando o grupo de espécies e os critérios de valoração da conservação utilizados, foi possível observar que o aumento na quantidade de habitat nem sempre representou um acréscimo significativo na qualidade ou conservação biológica da paisagem. Ficou evidente que a ação antrópica de maior influência foi, sem dúvida, a presença e a disposição das vias de acesso que recortam os remanescentes florestais e ampliam seus efeitos de borda.

Ainda em relação a influência das vias de acesso foi constatada que a avaliação do efeito de borda não mostrou diferenças significativas na sua extensão entre vizinhanças naturais e urbanas. No entanto, a extensão e a magnitude desse efeito foram variáveis com o

tipo de indicador, deixando claro a existência de uma relação entre o tipo de vizinhança da borda e a resposta do efeito. Os indicadores de efeitos de resposta na composição foram mais eficientes em borda de vizinhança natural, enquanto que os indicadores de efeitos de resposta na estrutura puderam ser mais bem quantificados em borda sob influência urbana. Isso porque a recorrente influência antrópica em BL resultou em um efeito crônico que torna marcante o efeito de resposta na estrutura da floresta, o que dificulta o gradiente natural de composição da borda. Ao contrário disso, em BR, a dinâmica natural da borda entre fronteiras florestais torna mais brandos os efeitos de resposta na estrutura, dificultando a quantificação de uma extensão de borda para esse tipo de indicador. Os resultados também destacam a importância da avaliação de borda a partir de um conjunto de indicadores, embora sugiram que, em análises de borda menores ou iguais a 100 m de comprimento, os efeitos de resposta na estrutura da floresta sejam melhores indicadores de borda.

A avaliação das métricas de fronteiras utilizadas neste estudo mostrou que a frequência foi o atributo de fronteira que melhor retratou as mudanças da paisagem. Ele foi capaz de expressar uma crescente pressão antrópica, mais condizente com as informações históricas sobre a área. Em relação à medida de permeabilidade, destacou-se o papel dos pequenos fragmentos e dos corredores de habitat sobre a permeabilidade interna aos centros urbanos. Uma evidência importante deste estudo foi a constatação de que as métricas de valoração permitem identificar áreas prioritárias à conservação em um processo de planejamento, principalmente se for realizada a identificação e a valoração dos diferentes tipos de mosaicos da paisagem, que definem com mais precisão as porções territoriais onde podem ser ampliados os esforços de ação para a conservação biológica da região.

Além desses elementos científicos, este trabalho trouxe contribuições que abrangem aspectos metodológicos e teórico-práticos. Para responder seus objetivos foi necessário o uso de geotecnologias como a cartografia digital e o desenvolvimento de algumas técnicas e propostas metodológicas como a adoção do método de ortorretificação do programa Envi® na correção de fotografias aéreas de áreas de relevo acidentado em SIG; a proposição de um conjunto de indicadores de medida da extensão do efeito de borda; a elaboração de método inovador na identificação de fronteiras a partir de comando do programa ArcGis®; a utilização de métodos estatísticos de análises uni e multivariadas para a identificação de mosaicos de mesmo padrão de fronteiras; e a seleção e elaboração de índices voltados à valoração da conservação biológica da paisagem.

Sob o ponto de vista teórico-prático, considerando o estudo de caso, este trabalho deixou evidências que, provavelmente por força legal, as mudanças de manchas de uso da Serra do Japi dos últimos 40 anos evoluíram muito mais em direção às expectativas da conservação do que às expectativas de uso e exploração. No entanto, as configurações das florestas atuais e passadas não seguiram o padrão esperado pelos atos de proteção legal. Além disso, apesar de aparentemente semelhantes, os cenários legal e tecnicamente ideal foram distintos entre si em diversos aspectos em função das leis de proteção ambiental não terem como foco a conservação da biodiversidade.

A avaliação das mudanças do Japi a partir de mosaicos e fronteiras mostrou perspectivas diferentes da análise por manchas, indicando, por exemplo, que o cumprimento das medidas de proteção atualmente em vigor, mesmo ampliando o domínio da mata, ainda mantém uma heterogeneidade de interações na paisagem que dificulta as medidas de gestão para conservação e não garante o controle das pressões de borda sobre os remanescentes florestais.

Em relação ao estado de conservação da Serra do Japi, a valoração dos diferentes cenários permitiu verificar que a paisagem idealizada pela legislação ambiental foi a melhor expressão para a conservação, se observada a disponibilidade de recursos e, principalmente, a permeabilidade da paisagem. Também indicou que as paisagens dos últimos 40 anos tornaram-se cada vez mais próximas desse cenário idealizado pela legislação e parecem ter vantagens no processo de gestão em virtude da menor tendência à fragmentação dos seus habitats. Isso porque no cenário legal – apesar dos efeitos positivos da ampliação da cobertura de florestas – ocorreria a ampliação de interferências antrópicas sobre as manchas florestais, tornando-as mais suscetíveis a rupturas.

No caso específico do loteamento Ermida, a avaliação das mudanças foi uma forma de apontar sugestões e correções nos seus projetos de ocupação que garantam a conservação sem que necessariamente deixe de atender aos interesses de ganho socioeconômico.

Os critérios adotados na valoração da conservação biológica mostraram que a implantação parcial do loteamento não representou uma perda substancial de florestas em área e não impediu a continuidade do processo sucessional desses habitats, além de não representar uma barreira significativa à conectividade da paisagem. Por outro lado, o principal

efeito negativo da sua implantação foi a diminuição da disponibilidade de recurso ótimo, que teve como causa central o tipo de desenho e de disposição das vias de acesso desse empreendimento. Esse efeito não seria minimizado se o cenário legal fosse integralmente implementado, porque ele não impediria a presença de vias de acesso e seus efeitos sobre o formato e o tamanho dos habitats. Além disso, deve-se considerar que, apesar da avaliação do efeito de borda junto às vias de acesso do loteamento Ermida ter indicado uma diferença de extensão pouco significativa em relação a área natural, o fato dos efeitos de composição não terem apresentado um comportamento monotônico pode ser indício de que a extensão dos danos ocasionados por essa vizinhança tenham sido maiores do que o comprimento de borda avaliado. Isso traz a preocupação de que, em termos de composição, a borda seja muito mais extensa do que o valor mediano considerado para os efeitos sobre a estrutura da floresta.

Nessa mesma direção, os critérios adotados nesse estudo mostraram que, dentre os cenários almejados pelos grupos sociais envolvidos, a melhor alternativa para a conservação biológica seria aquela em que ocorre a redução das vias com a otimização dos acessos às chácaras, pois ampliaria a disponibilidade de recurso ótimo, o fator que mais desfavorece esse empreendimento, permitindo um estado de conservação muito próximo ao observado antes de sua interferência na paisagem.