

Alexandre L. P. Aleixo

**Estrutura e organização de comunidades de aves em áreas de
Mata Atlântica primitiva e explorada por corte seletivo**

Orientador : Jacques M. E. Vielliard *okado*

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia
da Universidade Estadual de Campinas
como parte dos requisitos para a obtenção do título de
Mestre em Ciências Biológicas (Ecologia).

Este exemplar representa a cópia
da tese defendida pelo(a) candidato(a)
Alexandre Luis Padovan
Aleixo
e aprovada pela Comissão Julgadora.
23/07/97 J. Vielliard

Campinas

1997

AL25e

31793/BC

INSTITUTO DE BIOLÓGICAS

UNIDADE	Bc
N.º CHAMADA:	
T.	Unicamp
PL	25e
V	
TRABALHO	31793
PROJ.	281/97
C	☐
D	☒
PREÇO	R\$ 11,00
DATA	17/10/97
N.º CPD	

-00101248-5

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA - UNICAMP**

Aleixo, Alexandre L. P.

AL25e Estrutura e organização de comunidades de aves em
áreas de Mata Atlântica primitiva e explorada por corte seletivo /

Alexandre L. P. Aleixo. -- Campinas, SP: [s.n.], 1997.

90f: illus.

Orientador: Jacques Marie Edme Vielliard

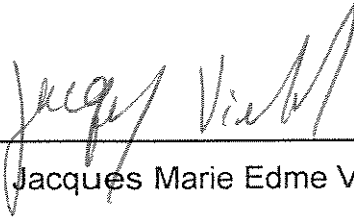
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de
Biologia.

1. Mata Atlântica. 2. Ave-ecologia. 3. Ecologia animal.

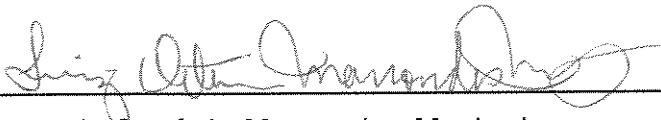
I. Vielliard, Jacques Marie Edme. II. Universidade Estadual de Campinas.
Instituto de Biologia. III. Título.

BANCA EXAMINADORA

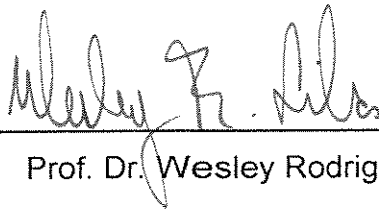
Membros Titulares



Prof. Dr. Jacques Marie Edme Vieliard



Prof. Dr. Luiz Octávio Marcondes-Machado



Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Membro Suplente

Prof. Dr. Ivan Sazima

À memória de meus avós, Afonso e Anna, e ao amor de meus pais, Luiz e Odila,
dedico esta Dissertação

*“O amor jamais acaba; mas, havendo profecias, desaparecerão; havendo
línguas, cessarão; havendo ciência passará;”*

(1 Coríntios 13: 8)

“Birding in tropical forest by sight alone is like watching the news on TV with
the sound turned off. You’ll miss most of what’s going on.”

Ted Parker

ÍNDICE

TABELAS	II
FIGURAS	III
AGRADECIMENTOS	IV
RESUMO	VI
ABSTRACT	VIII
 INTRODUÇÃO	 1
 MÉTODOS	
Áreas de estudo	4
Censo da avifauna	10
Estrutura da vegetação	18
Análise estatística	19
 RESULTADOS	
Estrutura da vegetação	21
Estrutura das comunidades de aves	24
Ordenação dos pontos de amostragem	35
 DISCUSSÃO	
Riqueza de espécies, diversidade e similaridade	38
Composição e abundância das espécies	43
Comportamento de grupos ecológicos da avifauna	47
 CONCLUSÕES	
História, perturbação e acaso	54
Implicações para a conservação da avifauna da Mata Atlântica	56
 LITERATURA CITADA	 58
 APÊNDICE 1 - Lista sistemática das espécies de aves registradas em 830 horas de observação em áreas de Mata Atlântica de encosta explorada e não-explorada por corte seletivo.	 64
APÊNDICE 2 - Composição das guildas das comunidades de aves de M1 e M2 e número corrigido de contatos (IPA x 100) obtido com cada uma das 170 espécies registradas nos censos de avifauna.	71
APÊNDICE 3 - Número de amostras, riqueza específica, meses, horário de amostragem e coordenadas dos 97 pontos de censos de avifauna das matas não-explorada (M1) e explorada (M2) ordenados por análise de correspondência.	76

TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros estruturais da vegetação de áreas de mata não-explorada (M1) e explorada (M2) por corte seletivo de espécies arbóreas em área de Mata Atlântica de encosta em Sete Barras-SP.	22
Tabela 2 - Influência do corte seletivo de árvores no número de espécies de aves registrado em matas tropicais. M1 = mata não-explorada. M2 = mata explorada.	26
Tabela 3 - Índices de diversidade (H') e equitabilidade (H'/I_n) registrados em comunidades de aves de matas tropicais exploradas por corte seletivo de árvores e áreas não exploradas próximas. M1 = mata não-explorada. M2 = mata explorada.	27
Tabela 4 - As dez espécies de aves mais abundantes em matas não-explorada (M1) e explorada (M2) por corte seletivo de árvores em áreas de Mata Atlântica em Sete Barras - SP.	30
Tabela 5 - Respostas das guildas de uma comunidade de aves da Mata Atlântica ao corte seletivo. Espécies com suas respectivas guildas e número de contatos constam no Apêndice 2.	33
Tabela 6 - Auto-valores da análise de correspondência resultante da associação entre 170 espécies de aves e suas abundâncias com pontos de amostragem alocados em matas explorada e não-explorada por corte seletivo de árvores.	37

FIGURAS

- Figura 1 - Localização do Parque Estadual Intervales (PEI). A M1 localiza-se na base de Saibadela e a M2 a cerca de 500 m de distância desta base. Fonte: Galetti (1996). 8
- Figura 2 - Diagrama climático (pluviosidade e temperatura média mensais) da base de Saibadela, Parque Estadual Intervales (PEI), durante os anos de 1994 e 1995. Fonte: Galetti (1996). 9
- Figura 3 - Porcentagem de indivíduos de espécies arbóreas amostrados por estratos da vegetação em M1 (n=804) e M2 (n=400). Estrato 1 (subosque; 1,5 até 5 m), estrato 2 (estrato médio; de 5,1 até 17 m) e estrato 3 (estrato superior e dossel; de 17,1 até 38 m). 23
- Figura 4 - Distribuição decrescente do IPA (índice pontual de abundância) por espécie em cada tipo de mata estudada (M1 = mata não-explorada; M2 = mata explorada). 29
- Figura 5 - Porcentagem de espécies das guildas não afetadas, prejudicadas ou beneficiadas pelo corte seletivo de espécies arbóreas numa localidade de Mata Atlântica no município de Sete Barras, SP. Ver Apêndice 3 para espécies, guildas e testes da variação do índice de abundância. 34
- Figura 6 - Ordenação dos 97 pontos de amostragem (ver Apêndice 3) com base na composição e abundância de 170 espécies de aves, resultante da análise de correspondência dos eixos 1 e 2 (M1 = mata não-explorada; M2 = mata explorada). 37

AGRADECIMENTOS

Esta tese resulta de um conjunto de esforços de várias pessoas e instituições que participaram direta ou indiretamente da coleta de dados, análise e interpretação dos resultados aqui contidos.

Meu orientador, Jacques M. E. Viellard, desde o início, apoiou de todas as maneiras possíveis meu trabalho no Parque Estadual Intervales. Acima de tudo, seu rigor científico, objetividade e honestidade intelectual, beneficiaram enormemente esta tese e me influenciaram bastante durante todo tempo que trabalhamos juntos.

Também orientador e amigo de sempre, Wesley R. Silva, me recebeu no tempo em que eu ainda “usava lancheira”. Wesley teve paciência e me apontou a direção já em 1988: “use um gravador no campo”. Por isso e por outros incontáveis apoios, lhe devo bastante.

Mauro Galetti me incentivou a trabalhar no Saibadela e influenciou bastante o projeto que hoje apresento como tese. Mauro colaborou em todas etapas, desde a coleta de dados até a análise dos mesmos. Seu maior apoio veio de sua amizade e generosidade, que em grande parte, possibilitaram meu acesso ao Saibadela e a realização do trabalho de campo.

O trabalho de campo foi patrocinado pela Bird Conservation Alliance e U.S. Fish & Wildlife Service (# P-DEC011-94) e FMB, às quais sou muito grato. O CNPq financiou parte do material de campo através dos auxílios ao meu Orientador. Sou também grato à CAPES pela concessão da bolsa de mestrado e à FAPESP (# 94/0779-5) pela concessão de uma bolsa de iniciação científica na fase inicial do projeto. A Fundação Florestal - SP forneceu autorização e infraestrutura necessária para o trabalho de campo. Apesar das condições adversas, Wagner Portilho e Kátia Pisciotta se esforçaram e conseguiram manter a base de Saibadela funcionando quando tudo parecia perdido.

Minha “família” no campo estava sempre lá para conversas variadas, invariavelmente acompanhadas pelo feijão (e calabreza) inesquecíveis da Fátima: Mauro, Marcão, Valesca (*snif, sniff*), Patrícia (*“girl, you’ll be a woman soon”*), Isaac, Renata (*do dique*), Émerson, “Seo” Vieira, “Seo” Lauro e Fátima. “Seo” Lauro, com seus mais de 60 anos, suportou com bravura as agruras de um levantamento fitossociológico relâmpago. Foi também ele quem forneceu, com riqueza de detalhes, todo histórico de exploração das matas estudadas. Obrigado, pela (literal) força.

Valesca auxiliou de maneira decisiva na coleta eventual de um espécime de beija-flor e Marco Aurélio (Marcão) e Isaac participaram dos levantamentos noturnos com admirável presteza e entusiasmo.

Várias pessoas (especialmente os amigos) beneficiaram grandemente o trabalho com valiosas sugestões e discussões, estimulando-me intelectual e socialmente: Adriano, Márcio, Patto, Gabriela, Hermes (Gerrídeo), Lika, Dani, Ivone, Bárbara, Cris, Juca, Renatão (Buda), Paulinha, Marcão, Mauro, Isaac, Wesley, Rudi, Paulinho, Fernando Pacheco, Émerson, Patrícia, Valesca, Renata, Carlos, Doug, Dadão, Renato, Ritinha e os 20 da trupe de Manaus/96. Os “*heróis*” foram fonte constante de inspiração: Sick, Parker, Doug, Brown e Ivan.

Os membros da pré-banca, Drs. Luiz Octávio Marcondes-Machado, Ivan Sazima e Wesley R. Silva foram responsáveis por importantes correções e sugestões incorporadas ao trabalho. Keith S. Brown Jr. gentilmente revisou e aprimorou o “Abstract”.

Minha família me forneceu, sempre, apoio irrestrito e fundamental desde o início das minhas inocentes caminhadas passarineiras. Qualquer palavra de agradecimento é insuficiente para meus pais, Luiz e Odila, e irmãs, Carol, Cirlene e Jú, sempre ao meu lado, observando (com indisfarçável apreensão e resignação) minhas viagens cada vez mais constantes, longas e para locais mais remotos.

Apoio imensurável veio também de Melissa. Seu amor, compreensão e estímulo constantes permeiam todo este trabalho. Sua contribuição, apesar da “Roda Viva”, “*jamaiz passará*”...

RESUMO

O presente estudo objetivou investigar os efeitos do corte seletivo de espécies arbóreas sobre uma comunidade de aves da Mata Atlântica. Para tanto, um levantamento quali-quantitativo de avifauna foi efetuado em duas áreas distintas. Uma completamente inexplorada (M1) e outra explorada por madeireiros (M2). Pretendeu-se documentar o comportamento da avifauna sob efeito do corte seletivo e determinar como esta atividade influenciou o número, a composição e a abundância das espécies presentes. Também foi comparada a abundância relativa das espécies com exigências ecológicas similares ("guildas") nos dois tipos de mata, no intuito de verificar quais perfis ecológicos da avifauna foram mais afetados.

Ao longo de 25 meses de levantamento, foi realizado um estudo sobre a composição e os padrões de abundância relativos das espécies nas duas matas estudadas. Além disso, foi efetuada uma caracterização estrutural da vegetação dessas matas, fator que reconhecidamente determina padrões de distribuição e abundância de espécies componentes de comunidades de aves.

Apesar da maior parte dos parâmetros estruturais da vegetação sofrer redução em M2, os padrões de riqueza e diversidade das comunidades de aves diferiram pouco entre os dois tipos de mata estudados. Processos dinâmicos, como colonizações e extinções de espécies, explicam diferenças acentuadas na similaridade e na abundância das espécies da avifauna entre as matas estudadas. A composição dos grupos ecológicos da avifauna alterou-se pouco de um modo geral entre as matas, mas na maioria dos grupos pelo menos uma espécie foi prejudicada pelo corte seletivo.

Embora índices quantitativos globais da comunidade de aves não sejam alterados significativamente entre M1 e M2, ainda assim ocorrem alterações importantes na sua composição. Isso ocorre devido ao aspecto dinâmico da sucessão de espécies na comunidade de aves da M2: novas espécies, de guildas iguais àquelas de espécies perdidas pela M2, colonizam continuamente a área alterada. Espécies insetívoras de subosque e de solo compõe o perfil ecológico mais ameaçado, repetindo o mesmo padrão de grupos ecológicos mais prejudicados pela fragmentação florestal.

Áreas de Mata Atlântica secundárias e exploradas por corte seletivo podem também, de fato, abrigar comunidades de aves ricas e bastante diversificadas. No entanto, uma análise multivariada evidenciou nítida diferenciação na estrutura dessas comunidades.

São feitas recomendações a métodos de retirada seletiva de madeira, no sentido de serem menos danosos a comunidades de aves florestais da Mata Atlântica:

- (1) Manter a maior proximidade possível entre matas exploradas e matas em bom estado de conservação e não-fragmentadas;
- (2) Aplicar práticas exploratórias que utilizem o menor número possível de vias de acesso e que reduzam a exploração mecanizada (arraste e transporte das toras) ao estritamente necessário;
- (3) Estabelecer rodízio nas áreas a serem exploradas.

ABSTRACT

The purpose of this study was to evaluate the effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. Two areas were selected for avian surveys, both qualitative (presence-absence) and quantitative (censuses): a non-fragmented primary forest (designated M1) and, very near to it (500 m), a selectively logged forest (designated M2). These surveys were designed to answer how selective logging affected the richness and the composition of the bird community and the abundance of the species present. During 25 months, the abundance of species with similar ecological requirements (within the same guilds) were compared and tested between M1 and M2, to determine which ecological groups were affected. The structure of the vegetation of the sites was also measured, in order to evaluate its influence on the composition and structure of these bird communities.

Though most parameters of the vegetation structure were reduced in M2, patterns of richness and diversity of the bird communities varied little between M1 and M2. The guilds, also showed few changes between the communities studied, but in most guilds at least one member was adversely affected by the selective logging. Even though the indices of richness and diversity were not significantly different between the bird communities of M1 and M2, important variation was seen in their composition. Dynamic processes such as colonization and extinction might explain the marked differences detected in the composition of the bird communities, and the abundances of the bird species between the sites. The process of species colonization, detected in M2, led to the replacement of species in the guilds that lost species there due to extinction. Understory and terrestrial insectivores were

the most sensitive ecological groups (with most species extinct in M2), as also observed in the process of forest fragmentation in other parts of the Neotropics.

Logged and secondary forests in the Atlantic forest can harbor rich and diversified bird communities, but multivariate analysis showed that these communities differ appreciably in structure from those in virgin forest. The following procedures should be adopted to minimize adverse effects of selective logging on bird communities in the Atlantic forest:

(1) Logged areas should be close enough to unfragmented, unlogged forests to allow recolonization of some species.

(2) The exploitation of the forest should be carried out using as few roads as possible, limiting the use of mechanized equipment to fell and transport the trees to that strictly necessary.

(3) Areas designed for logging should be explored with long-term rotation to allow enough time for regeneration of the forest.

INTRODUÇÃO

A estrutura da vegetação (altura, estratificação vertical e heterogeneidade) constitui um dos fatores preponderantes na determinação do número de espécies de aves a nível local (MacArthur *et al.* 1966, Orians 1969, Karr & Roth 1971, Wilson 1974, Erdelen 1984, Terborgh 1985, Wiens 1989a, Thiollay 1990, 1994).

Diversos estudos constatarem mudanças na estrutura e composição de uma comunidade de aves quando a vegetação sofre algum tipo de alteração, seja ela natural (Schemske & Brokaw 1981) ou provocada por atividades humanas (Terborgh & Weske 1969, Rappole & Morton 1985, Sakai 1988, Lambert 1992).

A extração seletiva de espécies vegetais que possuem valor econômico é considerada um tipo de exploração econômica racional, sendo mundialmente recomendada devido ao seu suposto menor impacto em florestas tropicais (CIFOR 1993). Embora os danos causados por este tipo de exploração sejam menores que os provocados pelo corte raso, ficou claro que o corte seletivo pode alterar consideravelmente a estrutura e composição da vegetação (Burgess 1971, Kartawinata 1977, Johns 1988, Uhl & Vieira 1989, Frumhoff 1995).

Consequentemente, como demonstrado em vários trabalhos, a organização de comunidades de aves é igualmente modificada pela extração seletiva de madeira (Degraaf & Chadwick 1987, Chadwick *et al.* 1986, Wong 1985, Johns 1986, 1989, Thiollay 1992). Notadamente em comunidades de aves tropicais, ocorre uma redução significativa no número e na abundância de algumas espécies e, portanto, na diversidade da comunidade após o corte

seletivo (Wong 1985, Johns 1986, 1989, Lambert 1992, Thiollay 1992, Mason 1996).

As espécies mais prejudicadas são aquelas mais especializadas na exploração de recursos oferecidos somente por matas primárias: grandes frugívoros, insetívoros de grande porte ou especializados por estratos e/ou substratos da vegetação, seguidores de formigas de correição e participantes obrigatórios de bandos mistos. Adicionalmente, espécies que em condições naturais ocupam ambientes perturbados nem sempre respondem de maneira favorável ou neutra ao corte seletivo, em virtude da escala de alteração provocada ser muito maior que a natural (Thiollay 1992).

A Mata Atlântica do sudeste brasileiro constitui um dos ecossistemas florestais mais alterados, explorados e ameaçados do globo (Brown & Brown 1992). A avifauna da Mata Atlântica é a mais ameaçada da região neotropical (Stotz *et al.* 1996); um modelo matemático previu que muitas espécies de aves da Mata Atlântica podem vir a ser extintas nos próximos anos devido ao desmatamento extensivo (Brooks & Balmford 1996). Contudo, além de escassos estudos sobre o impacto da fragmentação florestal na avifauna (Willis 1979, Aleixo & Vielliard 1995) e sobre o papel das plantações de cacau na conservação da fauna e flora da Mata Atlântica baiana (Alves 1990, Pacheco *et al.* 1996), inexistem estudos sobre o impacto de outras atividades humanas sobre a avifauna da Mata Atlântica.

Embora praticada por toda a Mata Atlântica desde o século XVI, a retirada seletiva de espécies arbóreas nunca foi sistematicamente estudada. Tão pouco conhece-se o impacto deste tipo de atividade sobre a fauna. O objetivo deste estudo foi comparar a estrutura e a organização da comunidade de aves entre uma área de mata primária e uma área de mata

alterada, que foi explorada pelo corte seletivo de árvores. O objetivo principal foi quantificar o efeito da alteração da vegetação causada pelo corte seletivo na avifauna. Pretendeu-se responder basicamente às seguintes perguntas:

1) No que as comunidades (da mata primária e da mata explorada) diferem qualitativamente (em composição específica) e quantitativamente (quais são as espécies mais abundantes e mais raras em cada comunidade) ?

2) Como a riqueza e a diversidade das comunidades são alteradas em função do corte seletivo ?

3) Quais grupos ecológicos da avifauna são prejudicados, beneficiados ou neutros, em relação à alteração ambiental provocada pelo corte seletivo ?

MÉTODOS

Áreas de estudo

As áreas estudadas situam-se a aproximadamente 30 km a SW do município de Sete Barras, na região do vale do Ribeira, estado de São Paulo.

a) Mata não-explorada por corte seletivo - M1

A área de mata inalterada ou não-explorada (M1 daqui em diante) estudada situa-se no Parque Estadual Intervales (PEI daqui em diante), precisamente na base de Saibadela ($24^{\circ}14'09''\text{S}$, $48^{\circ}04'51''\text{W}$). O PEI é uma reserva com 49.000 ha sendo contínua a outras três reservas florestais do estado de São Paulo (Parque Estadual de Carlos Botelho, Estação Ecológica de Xitué e Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira - PETAR). Junto com essas reservas, o PEI forma um extenso bloco contínuo de Mata Atlântica com aproximadamente 132.000 ha de área preservada (Fig. 1).

Abrangendo um gradiente altitudinal que vai de 70 a 1.100 m, a paisagem do PEI é composta de estreitos e profundos vales cobertos por vegetação em diversos estágios sucessionais. Contudo, a base de Saibadela diferencia-se do padrão predominante do PEI por estar situada a uma baixa altitude média (100 m; variação entre 70 e 350 m) e ainda deter uma vegetação predominantemente primária (Mata Atlântica de Encosta; Joly *et al.* 1991), com existência de algumas clareiras originadas por eventos naturais.

As famílias vegetais mais comuns são: Lauraceae, Myrtaceae, Palmae e Rubiaceae (Almeida-Scabbia 1996). O dossel tem uma altura média de 25 m, mas existem algumas árvores emergentes que chegam aos 38 m (ver "resultados: estrutura da vegetação").

A pluviosidade média ao longo de dois anos (1994 e 1995), medida diretamente nos locais estudados foi de 4100 mm, com sazonalidade. Os meses mais chuvosos são janeiro, fevereiro e março (média trimestral de 1584,5 mm) e os mais secos junho, julho e agosto (média trimestral de 459,5 mm; Galetti 1996; Fig. 2). A umidade relativa do ar é alta ao longo do ano todo, frequentemente acima de 90%, sendo comum o aparecimento de neblina.

A temperatura média anual fica em torno de 24°C. A estação quente e úmida vai de outubro até março (26,8°C em média) e a estação mais fria e seca vai de abril a setembro (21,1°C em média). A temperatura mínima registrada nos 25 meses de estudo foi 4°C (Galetti 1996).

Durante a realização deste estudo a base de Saibadela não foi afetada por caça ou extração seletiva de espécies arbóreas, devido, especialmente, a um eficiente sistema de vigilância.

b) Mata explorada por corte seletivo - M2

A área de mata alterada ou explorada estudada (daqui em diante M2) situa-se a aproximadamente 500 m de distância da M1. O vale do rio Saibadela (um rio com leito de pedras, de aproximadamente 10 m de largura) separa a M2 da M1. A M2 estudada forma um extenso bloco de mata explorada difícil de estimar quanto à área, mas certamente com alguns milhares de hectares.

Há aproximadamente 12 anos atrás (1985) a área foi explorada por madeireiros de Sete Barras. Esses madeireiros contavam apenas com um caminhão e alguns tratores, além de mão de obra necessária (Sr. Lauro, com. pess.). Eles procuravam as seguintes árvores: cedro (*Cedrela fissilis*; Meliaceae), canelas (*Ocotea* spp., Lauraceae), jatobá (*Hymenaea altissima*; Caesalpiniaceae), copaíba (*Copaifera trapezifolia*; Caesalpiniaceae), jacarandá (*Platymiscium floribundum*; Papilionaceae) e bucuvas (*Virola* spp.; Myristicaceae). Na prática, toda árvore grande com madeira aproveitável era abatida quando o terreno permitia (Sr. Lauro, com. pess.). Atualmente, a maior parte das árvores de grande diâmetro remanescentes na área possuem o tronco numa conformação inadequada para aproveitamento por madeireiras (obs. pess.). A exploração madeireira ocorreu de forma pouco sistematizada e mecanizada. Foram abertas duas estradas com extensão aproximada de 750 m e 950 m cada uma. Caminhões e tratores seguiam por estas estradas e arrastavam as toras abatidas nas imediações, a partir delas. O abate das toras era efetuado com motosserras. As estradas e o terreno circundante possuem a partir de determinada altura um declive considerável, dificultando mesmo uma caminhada.

Outro tipo de extração seletiva que ocorreu e ocorre ainda na área é a do palmito doce, *Euterpe edulis* (Palmae). Atualmente só restam na área plântulas ou indivíduos jovens dessa palmeira, sendo que os indivíduos adultos foram praticamente todos erradicados. Ao contrário da exploração madeireira, que é limitada pelo número de estradas que podem efetuar o escoamento das toras, o palmito doce é extraído em áreas inóspitas sem qualquer tipo de acesso prévio. Algumas áreas que conseguimos visitar não foram exploradas pelos madeireiros, mas eram completamente destituídas de palmito.

Caçadores tiveram acesso irrestrito à M2 quando da realização deste estudo. Aparentemente, na região, as peças de caça mais apreciadas são mamíferos como paca *Agouti paca* e anta *Tapirus terrestris* (obs. pess.).

Devido à pequena distância, dados climáticos e altitude de M2 são os mesmos descritos acima para M1. Do mesmo modo, a vegetação de M2 originalmente era bastante similar à de M1. Atualmente a vegetação de M2 caracteriza-se pela descontinuidade na estratificação arbórea e pela existência de espécies pioneiras como diversas Melastomataceae e *Cecropia* sp. (Moraceae). Ainda assim, alguns locais apresentam estágio sucessional avançado formando um mosaico de vegetação com diversos estágios sucessionais (ver “resultados: estrutura da vegetação”).

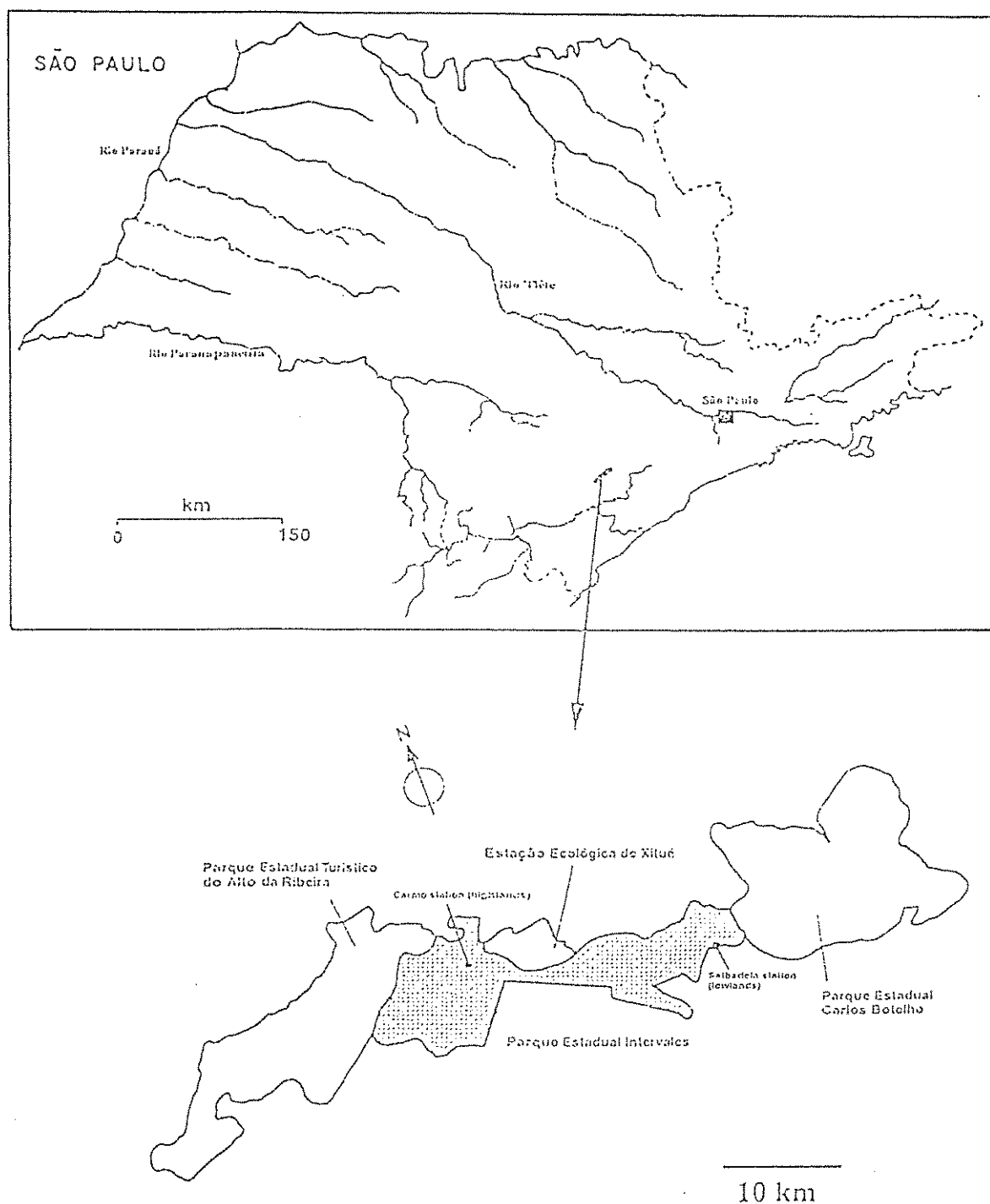


Figura 1 - Localização do Parque Estadual Intervales (PEI). A M1 localiza-se na base de Saibadela e a M2 a cerca de 500 m de distância desta base. Fonte: Galetti (1996).

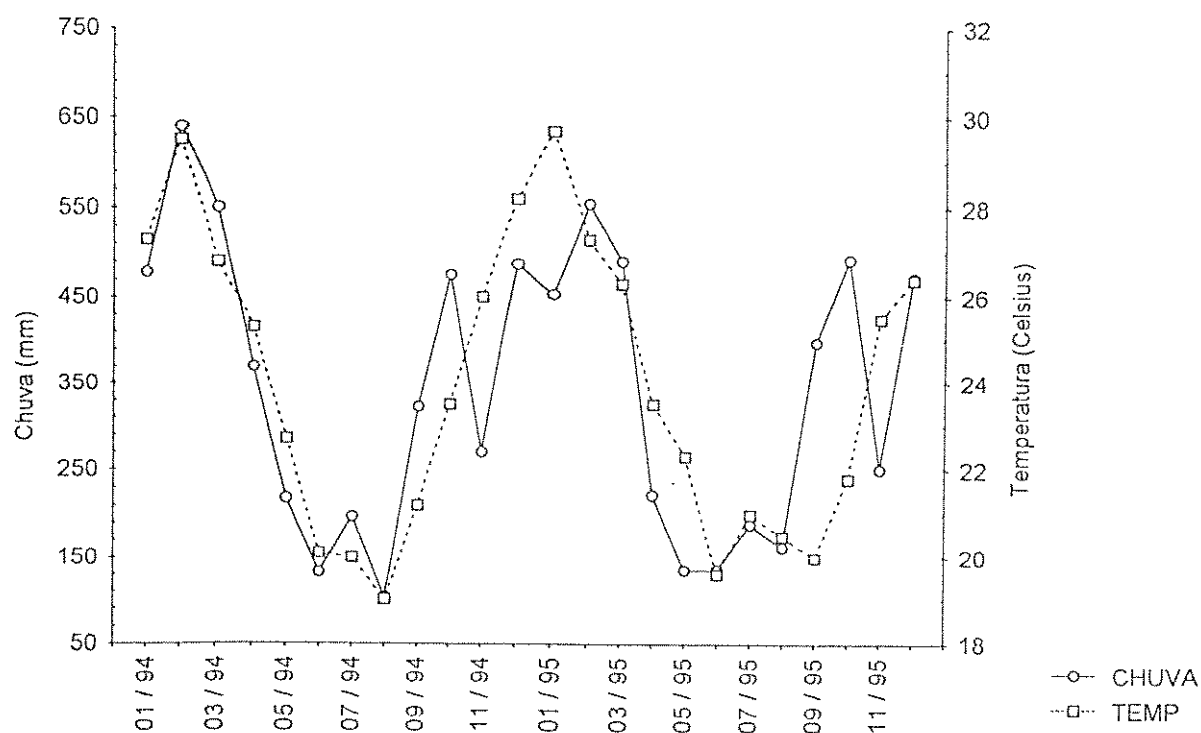


Figura 2 - Climatograma (pluviosidade e temperatura média mensais) da base de Saibadela, Parque Estadual Intervales (PEI), durante os anos de 1994 e 1995. Fonte: Galetti (1996).

Censo da avifauna

a) Metodologias disponíveis

Censos de avifauna são de difícil realização nos trópicos (Karr 1981). Censos que estimam diretamente a densidade de espécies de aves em comunidades neotropicais ("spot/territory mapping"; Terborgh *et al.* 1990, Thiollay 1994) sofrem ainda de uma série de problemas de interpretação. Peculiaridades da avifauna neotropical como espécies que se agregam em arenas, fêmeas que também cantam, aves não territoriais com extensa área de vida e territorialidade interespecífica são fatores que dificultam a interpretação destes censos, originalmente desenvolvidos para a avifauna da região temperada. Censos que fornecem índices de abundância relativa são ainda os mais indicados nos trópicos, especialmente em estudos comparativos (Bibby *et al.* 1993).

Existem basicamente três tipos de censos que fornecem abundância relativa de espécies de aves de uma comunidade: transectos, captura - recaptura (redes de neblina) e pontos. Existe um número razoável de trabalhos que utilizaram transectos e redes de neblina em estudos de comunidades de aves neotropicais.

O transecto (exemplos em Willis 1979, Willis & Oniki 1981, Johns 1991) tem como vantagens a rapidez e maior área amostrada por unidade de tempo. Contudo, em ambientes heterogêneos e densos (como matas tropicais) a detecção de aves (basicamente acústica) fica bastante prejudicada enquanto o observador se desloca (Bibby *et al.* 1993, obs. pess.).

Capturas com redes de neblina podem fornecer dados importantes para comunidades de aves de subosque (Karr 1980, Stouffer & Bierregaard 1995), mas não para aves de outros estratos, tornando a amostragem da comunidade incompleta. Além disso, um estudo recente mostra uma série de problemas de interpretação de censos com redes de neblina, que tendem a amostrar mais indivíduos de espécies com um determinado tipo de comportamento (Remsen & Good 1996), desafiando a validade desta metodologia mesmo para a amostragem de aves de subosque.

Censos por pontos também possuem desvantagens, como superestimativa de espécies com um alto coeficiente de detecção (Vielliard & Silva 1990), mas apresentam uma série de vantagens apropriadas para o presente estudo. Em primeiro lugar, a realização de censo por pontos não perturba a atividade da avifauna, permitindo uma amostragem adequada da comunidade (Bibby *et al.* 1993). Em segundo, permite que o observador detecte e identifique as espécies e indivíduos com maior probidade, uma vez que ele não precisa se deslocar enquanto conta os indivíduos. Esses dois fatores são de extrema importância para censos realizados basicamente com conhecimento acústico, uma vez que a detecção visual das aves é extremamente fortuita em florestas tropicais (Sick 1997). Em terceiro lugar, a interpretação matemática dos dados obtidos a partir de pontos é muito mais precisa e mais fácil de ser calculada do que nos transectos ou nas redes de neblina (Vielliard & Silva 1990, Bibby *et al.* 1993).

b) Pontos de escuta: definição, amostragem e pressupostos

A metodologia de censo de avifauna utilizada no presente estudo foi o levantamento quantitativo por pontos de escuta, onde o índice pontual de abundância (IPA) é calculado pela divisão do número de contatos obtidos com cada espécie pelo número total de amostras realizadas numa determinada área (no presente estudo, num determinado tipo de mata; Vielliard & Silva 1990). Contato é definido como a presença de um indivíduo, casal ou grupo de indivíduos de uma mesma espécie no raio de detecção do ponto.

Foram demarcados 73 pontos na M1 (numa área de aproximadamente 160 ha) e 24 pontos na M2 (numa área de aproximadamente 100 ha). A diferença na alocação dos pontos entre M1 e M2 deveu-se às dificuldades de acesso da segunda. No entanto, procurou-se manter uma maior equivalência possível na área amostrada e no tamanho da amostragem entre M1 e M2.

Os pontos foram amostrados a partir de 30 min antes do nascer do sol, com término três horas após o mesmo, período que representa o pico diário de atividade da avifauna (Blake 1992). Cada ponto foi amostrado por 20 min permitindo, por manhã, a amostragem de cinco pontos. Durante a amostragem, o observador permaneceu estacionado no ponto anotando e monitorando os indivíduos e espécies vistos e/ou ouvidos nas imediações do mesmo. A distância mínima de amostragem entre dois pontos amostrados na mesma manhã foi de 200 m, de acordo com normas já definidas (Vielliard & Silva 1990, Bibby *et al.* 1993). A contagem das aves realizou-se sem a estimativa de distâncias, em virtude da imprecisão deste procedimento (Blondel *et al.* 1981). Acumulou-se um total de 163 amostras quantitativas de avifauna em M1 e 142 em M2 ao longo de 25 meses (janeiro de 1994 a

janeiro de 1996). Para ambas as matas, a periodicidade de amostragem foi mensal, cobrindo todas as épocas do ano.

A amostragem da avifauna por pontos de escuta possui alguns pressupostos, geralmente comuns a outros métodos de amostragem quantitativa de avifauna, que devem ser enumerados e discutidos aqui (Bibby *et al.* 1993):

1. As aves não fogem, nem se aproximam do observador;
2. Quando presentes no raio de detecção do ponto, as aves têm probabilidade de detecção de 100% pelo observador;
3. Os indivíduos são contados apenas uma única vez pelo observador;
4. Todos os indivíduos observados são sempre identificados corretamente pelo observador.

Imediatamente antes das amostragens terem início, era deixado um período de alguns minutos para que as aves das imediações se ambientassem à preença do observador, recém-chegado ao local. Assim, após a amostragem ter início, não se registrou indivíduos de aves que fugissem do observador. Indivíduos que se aproximavam, o faziam enquanto se deslocando e eram geralmente detectados e identificados antes de desaparecerem.

Infelizmente as aves não eram 100% detectáveis pelo observador por diversos motivos. O principal era a não-vocalização, notadamente em determinados períodos do ano (período pós-reprodutivo). Portanto, observou-se uma queda no número de contatos obtidos entre os meses de fevereiro e maio quando comparados ao resto do ano. O ruído de fundo de quedas d'água e mesmo do coro matinal das aves pode ter sido responsável pela perda de alguns contatos. Evitou-se, contudo, a alocação de pontos de escuta

na imediação de cursos d'água com forte correnteza. Similarmente, aves com baixo coeficiente de detecção (vocalizam inconspicuamente; e.g. *Myiobius barbatus*) tendem a ser subestimadas frente a aves com alto coeficiente de detecção (e.g. araponga, *Procnias nudicollis*) que por sua vez tendem a ser superestimadas.

Evitou-se a contagem dupla de um mesmo indivíduo numa mesma amostragem através do monitoramento do deslocamento dos indivíduos. Esse monitoramento era auxiliado pelo protocolo de amostragem, dividido em quatro quadrantes. Em períodos de grande atividade da avifauna (e.g. coro matinal) esse monitoramento era prejudicado, mas não inviabilizado. Assim, acredita-se que o número de contagens duplas tenha sido baixo o suficiente a ponto de ser negligenciável.

O conhecimento necessário para o censeamento da avifauna foi adquirido pelo autor ao longo dos quatro anos anteriores ao início do estudo. Após o início do estudo, quando uma ave não identificada era vista e/ou ouvida, alocava-se grande esforço na sua identificação. Quando a ave era vista, a identificação era quase sempre instantânea, auxiliada por alguns guias de campo. Nos raros casos em que isso não era possível, procedia-se à coleta de espécimes (depositados no Museu de História Natural da Universidade Estadual de Campinas - ZUEC; ver Apêndice 1 para referências) chegando-se em 100% dos casos a uma identificação confiável. Muitas vezes era a vocalização de uma ave que não era conhecida. Nesses casos gravava-se a vocalização da ave em questão. Se a identificação não acontecia logo após o "play-back", era atribuído à gravação um código. Se durante uma amostragem quantitativa a mesma vocalização era registrada, marcava-se seu respectivo código. Na maioria absoluta dos casos, após

diversas tentativas, foi possível uma identificação dessas vocalizações, resgatando a identidade das espécies “não identificadas” durante as amostragens. Foi assim que do total de 7930 contatos obtidos em M1 e M2, apenas 73 contatos (0,92%) não foram identificados, na sua maior parte gritos não característicos de espécies já conhecidas.

Uma coleção das vocalizações das espécies estudadas durante este estudo encontra-se editada e depositada no Arquivo Sonoro Neotropical do Departamento de Zoologia da UNICAMP (ver referências das gravações no Apêndice 1).

Embora as limitações metodológicas acima descritas afetem, ainda que minimamente, os resultados, a natureza comparativa do trabalho requer o contraste de dados coletados sob as mesmas condições e limitações de método, espaço e tempo. Uma vez que estas condições foram satisfeitas, acredita-se que os objetivos deste trabalho foram plenamente alcançados com as metodologias empregadas.

c) Levantamento qualitativo de avifauna

Esse levantamento consistiu em caminhadas nos dois tipos de matas estudadas com o objetivo de registrar as aves presentes através de contatos visuais e auditivos. O objetivo também foi identificar espécies que apresentavam algum problema de identificação. Esse tipo de levantamento forneceu uma lista sistemática mais completa possível da avifauna da área de estudo (ver Apêndice 1). Foram percorridas a M1 e a M2, além de áreas antropizadas vizinhas como pomares e jardins. O levantamento qualitativo cobriu todos períodos do dia, inclusive o noturno. Na M1 esse levantamento foi iniciado em dezembro de 1993 e continuou mensalmente até janeiro de 1996 com um total acumulado de 615 horas de observação. Na M2, o levantamento foi iniciado em janeiro de 1994, acumulando até janeiro de 1996 um total de 212 horas de observação.

Os resultados deste levantamento não foram utilizados em comparações de riqueza e composição da avifauna entre M1 e M2, uma vez que o levantamento quantitativo fornece dados mais refinados também neste aspecto. Isso ocorre devido às condições restritivas de amostragem do levantamento quantitativo (amostra apenas espécies detectadas nos pontos), excluindo muitas espécies vagantes e acidentais (de ocorrência errática), que poderiam interferir apreciavelmente nos cálculos de riqueza e composição das comunidades.

d) Definição dos grupos ecológicos da avifauna e nomenclatura adotada

As 170 espécies registradas em M1 e M2 pelo levantamento quantitativo foram divididas em 15 grupos ecológicos (i.e., "guildas") de acordo com seu hábito alimentar, estrato de forrageamento preferencial e substrato de vegetação mais utilizado. Para essa classificação foi utilizado o arranjo proposto por Willis (1979), com algumas modificações e acréscimos baseados em observações pessoais e dados disponíveis em literatura (Parker 1982, Remsen & Parker 1984, Remsen *et al.* 1986, 1993, Johns 1991, Rodrigues *et al.* 1994). É importante salientar que algumas espécies possuem exigências ecológicas diferentes nas áreas estudadas, quando comparadas às de outras localidades (*Attila rufus* e *Basileuterus culicivorus*, por exemplo, são espécies de borda nas áreas estudadas, observação pessoal do autor).

Por questão de praticidade, seguiu-se para as espécies de aves a nomenclatura constante em Sick (1997), que integra várias classificações para determinados grupos, não seguindo, necessariamente, a filogenia reconhecida para alguns deles.

Estrutura da vegetação

Com o objetivo de obter dados comparativos sobre a estrutura da vegetação de M1 e M2, foi realizado um levantamento fitossociológico nessas matas. Os dados de M1 provêm integralmente do estudo de Almeida-Scabbia (1996), enquanto que os dados de M2 foram obtidos pelo presente autor. Foram amostradas 804 árvores na M1 e 400 na M2, através do método dos quadrantes (Cottam & Curtis 1956). Foram demarcados 201 pontos na M1 (cobrindo uma área de 0,520 ha; Almeida-Scabbia 1996) e 100 na M2 (cobrindo uma área de 0,285 ha). Nos dois tipos de mata, para cada ponto, quatro árvores eram sorteadas com no mínimo 5 cm de diâmetro e 1,50 m de altura. Essas árvores tinham sua altura, diâmetro e distância do ponto de amostragem medidos à altura do peito (1,30 m). Os parâmetros fitossociológicos foram calculados a partir das fórmulas constantes em Martins (1991) e com auxílio do programa FITOPAC de autoria do Prof. George J. Shepherd do departamento de Botânica da UNICAMP.

A divisão na estratificação florestal seguiu os critérios adotados por Almeida-Scabbia (1996), com intuito de tornar os resultados entre M1 e M2 comparáveis.

Análise estatística

a) Análise estatística univariada

Foram calculados índices de similaridade e diversidade para as comunidades de aves de M1 e M2. O índice qualitativo de similaridade adotado é o de Jaccard (J), onde a semelhança é calculada pela divisão do número de espécies comuns a ambas as áreas, pelo número total de espécies registradas nas duas áreas em conjunto. Esse coeficiente de semelhança é transformado em porcentagem.

O índice quantitativo de similaridade adotado é o de Morisita, calculado pela fórmula $I = 100 - \sum |p_1 - p_2| / 2$, onde $|p_1 - p_2|$ é o valor absoluto da diferença da proporção que cada espécie representa nos conjuntos 1 e 2, i.e. em cada tipo de mata estudada.

O índice de diversidade utilizado é o de Shannon-Wiener (H'), calculado pela fórmula $H' = -\sum (p_i) \ln (p_i)$, onde p_i representa a proporção de contatos obtidos com a espécie i em relação ao número total de contatos obtidos na mata em questão. Foi testada a significância estatística da diferença dos índices de diversidade (H') entre M1 e M2 pelo teste U de Mann-Whitney com aproximação normal (Zar 1996).

Foi testado se a abundância relativa média das espécies de aves entre M1 e M2 variou significativamente. Para tanto, foi aplicado o teste não paramétrico pareado de Wilcoxon com aproximação normal, ao número de contatos corrigido obtidos com cada espécie de ave no levantamento quantitativo nas M1 e M2. A hipótese nula (H_0) adotada foi que a média do

número de contatos com as espécies não variou significativamente entre M1 e M2. Todos os testes empregados utilizaram o limite de 5% de significância e seguiram Zar (1996).

Utilizou-se o teste G com fator de correção (Fowler & Cohen 1993) para avaliar se a diferença no número de contatos (corrigido pelo esforço de amostragem, i.e., IPA multiplicado por 100) entre as espécies comuns à M1 e M2 foi ou não significativa. Utilizou-se novamente o limite de 5% de significância. Nos casos em que o número esperado de contatos foi menor do que cinco, as probabilidades exatas foram calculadas com o teste binomial (Zar 1996).

b) Análise estatística multivariada

Um total de 73 pontos de escuta amostrados em M1 e 24 amostrados em M2 foram ordenados de acordo com a composição da avifauna e a abundância das espécies de aves registradas (número de contatos) em cada um. A técnica de ordenação utilizada foi a análise de correspondência ou "Reciprocal Averaging" (Hill 1973, Ludwig & Reynolds 1988). Foi utilizado o programa PC-ORD versão 2.0 (McCune & Mefford 1995) para este tipo de análise, não diminuindo o peso das espécies mais raras nem reescalando-se os eixos.

RESULTADOS

Estrutura da vegetação

Foram amostradas 804 árvores na M1 (Almeida-Scabbia 1996) e 400 árvores na M2 numa área de 0,520 ha e 0,285 ha, respectivamente. Com exceção da densidade de árvores mortas e a porcentagem de indivíduos amostrados no estrato médio, todos os outros parâmetros estruturais da vegetação sofreram redução em M2 (Tab. 1).

Com base na distribuição de altura das árvores amostradas definida por Almeida-Scabbia (1996), foi possível dividir a floresta em 4 estratos distintos (sendo apenas os 3 últimos amostrados): do solo até 1,5 m, entre 1,5 e 5 m (subosque), entre 5,1 e 17 m (estrato médio) e entre 17,1 e 38 m (estrato superior e dossel). A distribuição dos indivíduos nos estratos amostrados (Fig. 3) mostrou que dois dos três estratos reconhecidos (subosque e dossel) são reduzidos em M2.

A extração seletiva diminuiu a densidade de árvores por hectare. Ao mesmo tempo, parâmetros como área basal, diâmetro e altura são também reduzidos em relação à comunidade original, em função da remoção de indivíduos de espécies arbóreas, especialmente aqueles de grande porte. A extração praticamente total de *Euterpe edulis* (palmito) em M2 também contribui grandemente para redução dos parâmetros estruturais da vegetação, uma vez que essa espécie arbórea é aquela com maior densidade em M1 (255,6 indivíduos / ha; Almeida-Scabbia 1996).

Tabela 1 - Parâmetros estruturais da vegetação de áreas de mata não explorada (M1) e explorada (M2) por corte seletivo de espécies arbóreas em área de Mata Atlântica de encosta em Sete Barras-SP.

Parâmetro	M1	M2	% Variação ¹
Densidade (indivíduos/ha)	1545,13	1403,50	- 9,16
Densidade de árvores mortas (indivíduos/ha)	44,20	63,10	+ 42,8
Área basal total (m ² /ha)	52,52	40,56	- 22,8
Porcentagem de indivíduos amostrados no subosque (1,5-5 m)	30,21	19,64	- 35,0
Porcentagem de indivíduos amostrados no estrato médio (5,1 - 17 m)	58,92	75,88	+ 28,8
Porcentagem de indivíduos amostrados no estrato superior (17,1 - 38 m)	11,03	3,86	- 65,0
Diâmetro médio (cm)	15,36	12,48	- 18,7
Altura média (m)	9,08	7,94	- 12,5

1 - Calculado pela fórmula: $M2 - M1 / M1 \%$. Um sinal negativo à frente do valor indica uma redução do respectivo parâmetro da vegetação em M2. Um sinal positivo à frente do valor indica um aumento do respectivo parâmetro da vegetação em M2.

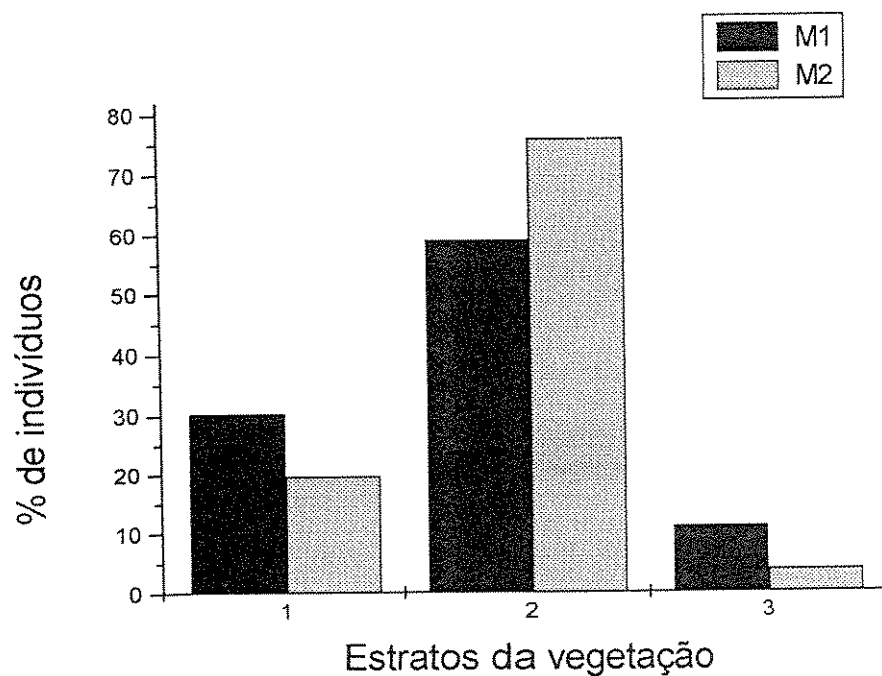


Figura 3 - Porcentagem de indivíduos de espécies arbóreas amostrados por estratos da vegetação em M1 ($n=804$) e M2 ($n=400$). Estrato 1 (subosque; 1,5 até 5 m), estrato 2 (estrato médio; de 5,1 até 17 m) e estrato 3 (estrato superior e dossel; de 17,1 até 38 m).

Estrutura das comunidades de aves

a) Riqueza e composição de espécies

Foi registrado um total de 234 espécies de aves em M1, M2 e áreas vizinhas pelo levantamento qualitativo (Apêndice 1). Deste total, 191 espécies (81,6%), são espécies florestais registradas nos levantamentos qualitativos em M1 e M2. As 44 espécies restantes (18,4% do total) são espécies não-florestais registradas em ambientes ripários, brejos e plantações imediatamente vizinhos à M1 e M2. Ocasionalmente estas espécies eram encontradas em ambientes de vegetação secundária nas bordas das M1 e M2.

Cento e cinquenta e cinco espécies (66,5%) são consideradas residentes na área com base em registros mensais ou bimestrais ao longo dos 25 meses seguidos de amostragem. Do total de 234 espécies registradas, 31 (13%) são consideradas vagantes e de ocorrência acidental na área de estudo (Apêndice 1), com base em registros únicos ou registros separados por 1 ano ou mais. Notadamente, incluem-se nesta categoria espécies de altitudes superiores que visitam as matas de baixada e encosta em invernos severos (como o de 1994). Migrantes regulares totalizam 31 espécies, sendo 28 (12% do total de espécies) migrantes de verão (com origem em latitudes mais baixas) e três migrantes de inverno (com origem em altitudes superiores do PEI). Adicionalmente, 17 espécies (7% do total de espécies) são raras e/ou insuficientemente conhecidas quanto ao seu *status* na área, sendo este apenas inferido.

O censo de avifauna (restrito à vegetação florestal de M1 e M2) registrou um total de 170 espécies. Em M1 foram registradas 141 espécies a partir dos 4110 contatos obtidos em 163 amostras quantitativas, sendo 13 espécies (9,2%) exclusivas desta mata. Nas 142 amostragens quantitativas realizadas em M2 foi obtido um total de 3820 contatos, distribuídos por 157 espécies. Destas, 29 (18,5%) foram registradas exclusivamente nesta mata. O número de espécies nesse levantamento comuns à M1 e M2 é 128 (75,2%; Apêndice 2).

A tabela 2 compara o número de espécies e a composição da avifauna obtidos em diferentes tipos de censos de avifauna (pontos, transectos, capturas) para diversas localidades de matas tropicais exploradas por corte seletivo de espécies arbóreas.

No presente estudo e naquele de Mason (1996), o número de espécies registrado na mata explorada foi pouco maior que na mata não-explorada. Isto contrasta com outros estudos, onde geralmente a mata não-explorada é mais rica em espécies (Wong 1985, Johns 1991, Thiollay 1992). Contudo, assemelha-se a estudos de longo prazo realizados na Malásia (Johns 1992, Lambert 1992), onde o número de espécies nas matas exploradas foi apenas ligeiramente inferior aos das matas não exploradas.

A similaridade na composição qualitativa das comunidades de aves entre as M1 e M2 foi comparativamente alta (75,2%) no presente estudo (Tab. 2). É, na verdade, intermediária entre os valores obtidos em comunidades amazônicas (51,6 - 59%) e de Bornéu (96,1 - 97,4%).

Tabela 2 - Influência do corte seletivo de árvores no número de espécies de aves registrado em matas tropicais. M1 = mata não-explorada. M2 = mata explorada.

Localidade	Número de espécies		IsJ *	Fonte
	M1	M2		
Amazônia, Guiana Francesa	239	163	51,6%	Thiollay 1992
Amazônia, Amazonas, Brasil	153	101	59,0%	Johns 1991
Amazônia, Venezuela	87	95	55,5%	Mason 1996
Malásia ocidental	83	73	66,0%	Wong 1985
Ulu Segama, Bornéu, Malásia	207	199	96,1%	Lambert 1992
Tekan, Bornéu, Malásia	193	188	97,4%	Johns 1992
Mata Atlântica, Brasil	141	157	75,2%	Este estudo

* Índice qualitativo de similaridade de Jaccard, que traduz em porcentagem o número de espécies em comum entre os dois tipos de mata (ver "Métodos: análise estatística univariada")

b) Diversidade e equidistribuição

Os índices de diversidade e equidistribuição das comunidades de aves de M1 e M2 foram similares entre si (Tab. 3). A diferença entre as médias do índice de diversidade de Shannon (H') das duas matas estudadas não foi significativa (Teste Mann-Whitney; $U = 10932$; $p > 0,90$).

Quando comparado a outros dois estudos onde também foram calculados índices de diversidade e equitabilidade, o presente estudo difere pela maior diversidade e equitabilidade de M2 ao invés de M1 (Tab. 3).

Tabela 3 - Índices de diversidade (H') e equitabilidade (H'/I_nS) registrados em comunidades de aves de matas tropicais exploradas por corte seletivo de árvores e áreas não-exploradas próximas. M1 = mata não-explorada. M2 = mata explorada.

Localidade	H'		H'/I_nS		Fonte
	M1	M2	M1	M2	
Amazônia, Guiana Francesa	4,90	4,51	0,89	0,88	Thiollay 1992
Amazônia, Venezuela	3,45	3,40	0,92	0,90	Mason 1996
Mata Atlântica, Brasil	4,16	4,34	0,84	0,86	Este estudo

c) Abundância das espécies

A figura 4 mostra a distribuição em ordem decrescente do IPA das espécies de aves das comunidades de M1 e M2. Não existe diferença significativa entre o número médio de contatos obtidos por espécie entre a M1 e M2 (Teste pareado de Wilcoxon; $T = 6571,5$; $p > 0,90$).

Existe semelhança entre as 10 espécies mais abundantes em cada tipo de mata, como indicado na tabela 4. Sete espécies ordenadas como as mais abundantes nas duas matas, estão entre as 10 espécies mais abundantes em cada tipo de mata. O fato de algumas espécies com índices de abundância similares em M1 e M2 (e.g. *Ramphodon naevius* e *Trogon viridis*) ocuparem posições diferentes nessas matas, indica alterações na abundância de outras espécies da comunidade (e.g. *Formicarius colma* e *Pitylus fuliginosus*). A escolha das 10 espécies mais abundantes em cada mata não reflete um padrão natural das comunidades, mas serve para ilustrar o grau de alteração destas entre as áreas estudadas.

O índice quantitativo de similaridade de Morisita entre as comunidades de aves de M1 e M2, calculado a partir do IPA das 170 espécies registradas nos censos, é de $I = 53,6\%$. Das 128 espécies comuns à M1 e M2, 14 (11%) são significativamente mais abundantes em M1, enquanto que outras 19 espécies (14,8%) são significativamente mais abundantes em M2 (Apêndice 2). Porém, a maior parte das espécies em comum entre M1 e M2 (95 espécies; 74,2%) teve abundância estatisticamente similar entre M1 e M2, i.e., não mostrou um padrão de preferência por um dos tipos de mata (ver Apêndice 2).

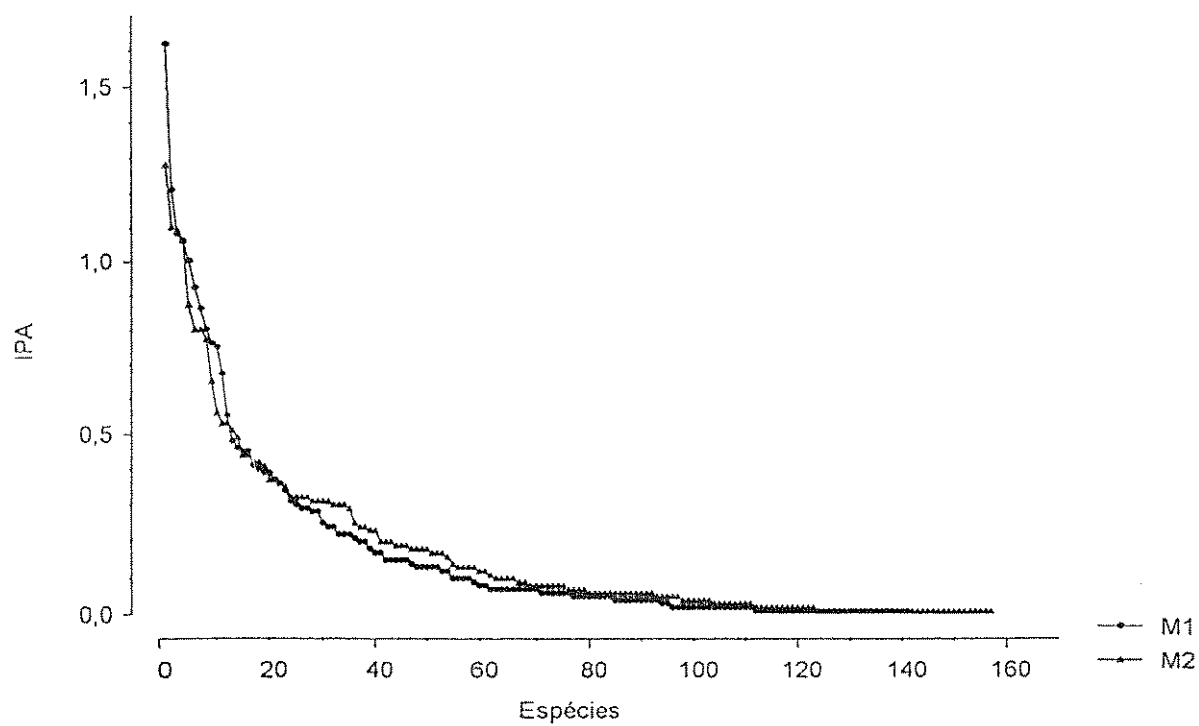


Figura 4 - Distribuição decrescente do IPA (índice pontual de abundância) por espécie em cada tipo de mata estudada (M1 = mata não-explorada; M2 = mata explorada).

Tabela 4 - As dez espécies de aves mais abundantes em matas não-exploradas (M1) e exploradas (M2) por corte seletivo de árvores em áreas de Mata Atlântica em Sete Barras - SP.

M1		M2	
Espécie	IPA	Espécie	IPA
<i>Turdus albicollis</i>	1,62	<i>Ramphodon naevius</i>	1,28
<i>Ramphodon naevius</i>	1,21	<i>Chiroxiphia caudata</i>	1,10
<i>Formicarius colma</i>	1,08	<i>Procnias nudicollis</i>	1,09
<i>Chiroxiphia caudata</i>	1,06	<i>Celeus flavescens</i>	1,06
<i>Procnias nudicollis</i>	1,00	<i>Trogon viridis</i>	0,87
<i>Brotogeris tirica</i>	0,92	<i>Turdus albicollis</i>	0,80
<i>Trogon viridis</i>	0,86	<i>Pitylus fuliginosus</i>	0,80
<i>Celeus flavescens</i>	0,80	<i>Brotogeris tirica</i>	0,77
<i>Crypturellus noctivagus</i>	0,76	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	0,65
<i>Platycichla flavipes</i>	0,75	<i>Chamaeza campanisona</i>	0,56

d) Comportamento de grupos ecológicos da avifauna

O número médio de contatos com espécies das guildas mostra que nenhum perfil ecológico da avifauna foi prejudicado pelo corte seletivo nas áreas estudadas, mas dois deles, com número médio de contatos significativamente maior em M2, (onívoros / insetívoros de borda e os insetívoros de brenhas e bambu, associados a áreas secundárias) foram beneficiados (Teste de Wilcoxon; Tab. 5).

Quando a variação no número médio de contatos com cada espécie entre M1 e M2 é comparada pelos testes G e binomial (Figura 5 e Apêndice 2), o quadro se altera. Das 15 guildas, 11 delas tiveram pelo menos uma espécie prejudicada pelo corte seletivo (exclusiva ou significativamente mais abundante na M1), indicando que a resposta das espécies é bem variável dentro das guildas.

Em 11 guildas (grandes frugívoros de copa, granívoros de solo, frugívoros / insetívoros do estrato superior, frugívoros / insetívoros de subosque, carnívoros diurnos, insetívoros de subosque, insetívoros terrestres, insetívoros aéreos, insetívoros do estrato superior, insetívoros noturnos e nectarívoros / insetívoros) a maior parte das espécies (50% ou mais das espécies da guilda) não variou significativamente de abundância entre M1 e M2 (Fig. 5). Boa parte das espécies componentes das guildas dos insetívoros de subosque (29,4%), insetívoros terrestres (31%) e as duas espécies da guilda dos carnívoros noturnos foi exclusiva de M1 ou significativamente mais abundante nesta mata (Fig. 5). Essas três guildas mostram índices quantitativos de similaridade inferiores a 50%, indicando alterações

importantes na abundância das espécies componentes entre M1 e M2 (Tab. 5).

Na guilda dos onívoros / insetívoros de borda, uma mesma proporção de espécies foi favorecida em M2 (espécies exclusivas de M2 ou significativamente mais abundantes nesta mata) e não variou significativamente de abundância entre M1 e M2. Apenas a guilda dos insetívoros de brenhas e bambu teve todas suas espécies exclusivas ou significativamente mais abundante em M2, resultando também num baixo índice quantitativo de similaridade (Fig. 5, Tab. 5).

Tabela 5 - Respostas das guildas de uma comunidade de aves da Mata Atlântica ao corte seletivo. Espécies com suas respectivas guildas e número de contatos constam no Apêndice 2.

Guildas	I¹	T²	P³
Grandes frugívoros de copa (19) ⁴	78,2%	67,5	p > 0,20
Granívoros de solo (8)	88,3%	18	p > 0,99
Frugívoros / insetívoros de estratos superiores (18)	77,0%	48	p > 0,10
Frugívoros / insetívoros de subosque (8)	57,1%	17	p > 0,80
Onívoros / insetívoros de borda (26)	9,8%	19	p < 0,01 ^{5b}
Carnívoros diurnos (7)	70,0%	6	p > 0,60
Carnívoros noturnos (2)	0	— ⁶	—
Insetívoros de tronco e galho (13)	65,6%	32,5	p > 0,30
Insetívoros terrestres (13)	47,2%	31	p > 0,30
Insetívoros de subosque (17)	40,6%	57	p > 0,30
Insetívoros de brenhas e bambu (7)	44,0%	0	p < 0,05*
Insetívoros aéreos (5)	62,4%	—	—
Insetívoros de estratos superiores (13)	60,9%	36	p > 0,80
Nectarívoros / insetívoros (9)	78,7%	22,5	p > 0,99
Insetívoros noturnos (5)	81,6%	—	—
Total (170)	53,6%	6571	p > 0,90

1 - Índice quantitativo de similaridade de Morisita.

2 - Valor do teste não-paramétrico pareado de Wilcoxon.

3 - Probabilidade fornecida pelo teste sob a hipótese H_0 : não ocorrem diferenças significativas entre o número de contatos das espécies de determinada guilda entre M1 e M2. Nível de significância adotado = 5%.

4 - Número total de espécies da guilda em M1 e M2.

5 - Probabilidade significativa (maior de 95%) de rejeitar H_0 .

6 - Não foi possível aplicar o teste de Wilcoxon devido ao número insuficiente de pares.

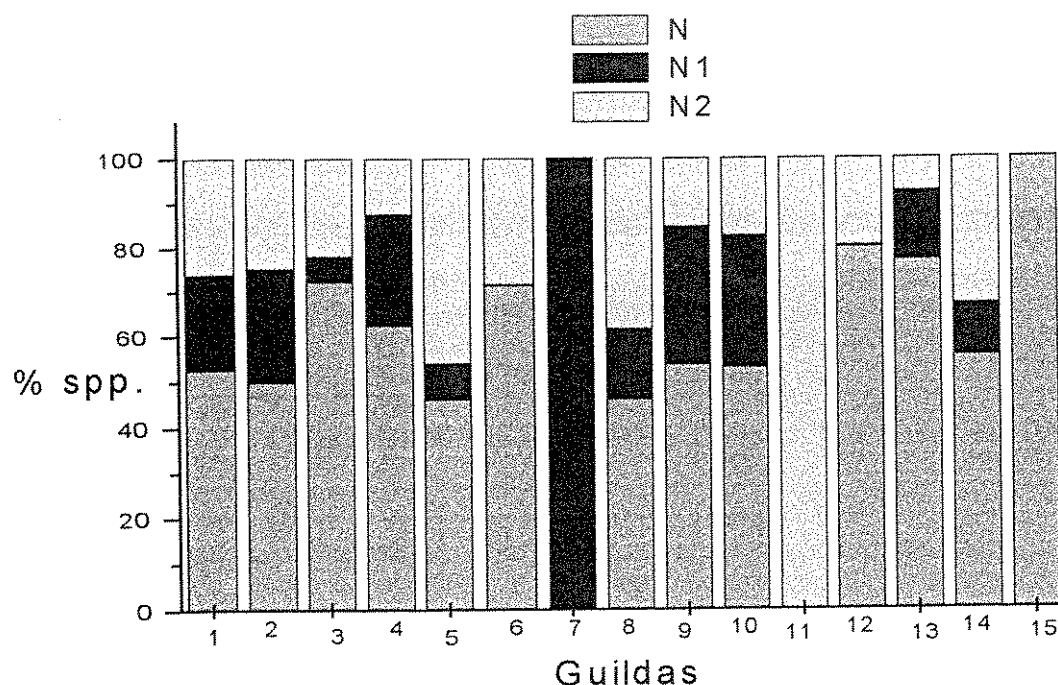


Figura 5 - Porcentagem do número de espécies, por guildas, não-afetadas, prejudicadas ou beneficiadas pelo corte seletivo no PEI. Ver Apêndice 2 para espécies, guildas e testes da variação do índice de abundância.

Legenda: **N** = Porcentagem do total de espécies de cada guilda cujo número de contatos não variou significativamente entre M1 e M2. **N1** = Porcentagem do total de espécies de cada guilda de ocorrência exclusiva na M1 ou cujo número de contatos foi significativamente maior na M1. **N2** = Porcentagem do total de espécies de cada guilda de ocorrência exclusiva na M2 ou cujo número de contatos foi significativamente maior na M2.

Códigos das guildas e (entre parênteses) número total de espécies de cada guilda: 1 - Grandes frugívoros de copa (19); 2 - Granívoros de solo (8); 3 - Frugívoros / insetívoros de estratos superiores (18); 4 - Frugívoros / insetívoros de subosque (8); 5 - Onívoros / insetívoros de borda (26); 6 - Carnívoros diurnos (7); 7 - Carnívoros noturnos (2); 8 - Insetívoros de tronco e galho (13); 9 - Insetívoros terrestres (13); 10 - Insetívoros de subosque (17); 11 - Insetívoros de brenhas e bambú (7); 12 - Insetívoros aéreos (5); 13 - Insetívoros de estratos superiores (13); 14 - Nectarívoros / insetívoros (9) e 15 - Insetívoros noturnos (5).

Ordenação dos pontos de amostragem

A ordenação dos 97 pontos de amostragem baseada na composição e abundância das 170 espécies de aves registradas nas comunidades de M1 e M2 produziu três eixos significantes (Tab. 6, Apêndice 3).

O primeiro eixo, com maior auto-valor (i.e. importância), separa pontos amostrados no primeiro horário (30 min antes do nascer do sol), com valores positivos, daqueles do restante do dia (amostrados nas duas ou três horas seguintes), com valores negativos. Isso deve-se basicamente a manifestação sonora de aves crepusculares nesse período, que não vocalizam ou diminuem bastante a vocalização no restante do dia (e.g. *Tinamus solitarius*, *Micrastur* spp., *Glaucidium minutissimum*, *Baryphthengus ruficapillus*, *Dendrocolaptes platyrostris*, *Xiphocolaptes albicollis*, *Grallaria varia*).

O segundo eixo separa pontos de amostragem pertencentes à M1 (com valores geralmente positivos) daqueles pertencentes à M2 (com valores geralmente negativos; Fig. 6). Nesse eixo existe uma sobreposição muito pequena entre unidades amostrais de M1 e M2 (perto do valor zero). Uma comunidade de aves distinta daquela de M1 é encontrada em M2, com a colonização de espécies ausentes ou raras em M1 (e.g. *Scytalopus indigoticus*, *Anabazenops fuscus*, *Batara cinerea*, *Dysithamnus stictothorax*, *Lipaugus lanioides*, *Basileuterus culicivorus*, *Pitylus fuliginosus*).

O terceiro eixo é de interpretação mais complicada. De um modo geral, ele separa pontos de amostragem em M1 e M2 devido a um pequeno gradiente altitudinal na composição e abundância de algumas espécies (e.g. *Philydor rufus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Phylloscartes oustaleti* e *Orthogonys*

chloricterus, que são mais abundantes em pontos alocados em altitudes maiores). Pontos de amostragem com altitude superior a 180 m tendem a possuir valores positivos, enquanto que unidades amostrais com altitudes inferiores a 100 m possuem geralmente valores negativos. Pontos na faixa dos 100 - 180 m mostram uma transição, aparecendo agrupados tanto com pontos de altitudes superiores como de altitudes inferiores.

Embora as unidades amostrais ordenadas (Apêndice 3) tenham sido obtidas a partir de um número de pontos e de amostras pouco uniforme, dada a natureza aleatória da amostragem, foi possível detectar comunidades de aves bem distintas entre M1 e M2 e ligeiramente diferentes entre altitudes nesses dois tipos de mata. Isso indica a importância do corte seletivo (i.e. alteração da vegetação) na estruturação das comunidades de aves estudadas, bem como da altitude como um fator adicional de atuação a nível bem local.

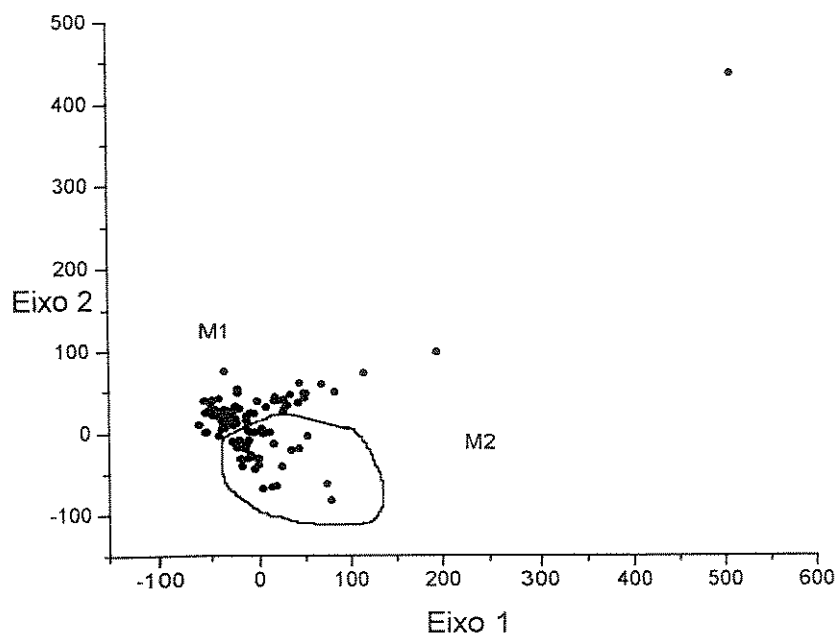


Figura 6 - Ordenação dos 97 pontos de amostragem (ver Apêndice 3) de M1 (mata não-explorada) e M2 (mata explorada) por análise de correspondência baseada na composição e abundância de 170 espécies de aves.

Tabela 6 - Auto-valores da análise de correspondência resultante da associação entre 170 espécies de aves e suas abundâncias com pontos de amostragem alocados nas matas explorada e não-explorada por corte seletivo de árvores.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
Auto-valor	.153	.141	.112

DISCUSSÃO

Riqueza de espécies, diversidade e similaridade

A riqueza e os índices de diversidade e similaridade qualitativa entre as comunidades de aves de M1 e M2 foram semelhantes (Tab. 2 e 3). Essa semelhança em índices quantitativos de riqueza e diversidade da avifauna difere do padrão encontrado nos parâmetros quantitativos da vegetação entre M1 e M2 (Tab. 1). Dos oito parâmetros estruturais estudados na vegetação de M1 e M2, seis sofreram redução em M2 (densidade de indivíduos, área basal total, porcentagem de indivíduos no subosque e no estrato superior, diâmetro e altura médios).

As semelhanças entre as comunidades de aves de M1 e M2 e a redução de seis parâmetros da vegetação de M2, indicam que o corte seletivo, embora tenha alterado a estrutura da vegetação de M2, não diminuiu significativamente a riqueza e a diversidade global da avifauna. Na verdade, o corte seletivo aumentou a diversidade e a riqueza da comunidade de aves de M2, ao gerar uma área maior de ambientes de sucessão secundária, restritos em M1 a clareiras de tamanhos variáveis. Essa perturbação permite que espécies dependentes de mata vivam em sintopia com espécies típicas de ambientes florestais secundários (Schemske & Brokaw 1981, Wunderle *et al.* 1987). Essa hipótese ganha força a partir de outros estudos com diversos grupos (Lugo 1988), sendo verificada em várias comunidades animais em

matas exploradas por corte seletivo (besouros, borboletas, antas, roedores e primatas; Frumhoff 1995).

Outro fator que contribui para as semelhanças observadas nos padrões gerais de riqueza, diversidade e similaridade das comunidades de aves de M1 e M2, é a grande proximidade entre estas áreas. Esse fator permite um fluxo contínuo de indivíduos, mesmo de espécies com baixo poder de dispersão (e.g. *Grallaria varia*, *Sclerurus* spp., Stouffer & Bierregaard 1995), impedindo que ocorram extinções locais de espécies em M2.

Outros estudos para localidades neotropicais (Johns 1991, Thiollay 1992) reportam como grandes diferenças entre as comunidades de aves de matas primárias e exploradas, os índices de riqueza e diversidade de espécies. Nesses estudos, nas matas exploradas, ocorrem concomitantemente queda significativa de diversidade e riqueza da avifauna e grande alteração fitofisionômica. Esse comportamento é diferente daquele observado em estudos realizados com comunidades de aves florestais no sudeste asiático (Wong 1985, 1986, Johns 1989, 1992, Lambert 1992). Embora esses estudos observem alterações consideráveis na composição e demografia da avifauna entre matas primárias e exploradas, índices globais de riqueza, diversidade e similaridade são semelhantes. Todos esses estudos na Ásia foram realizados em matas em fase de regeneração (oito até 25 anos após o corte seletivo) indicando uma recuperação na riqueza e diversidade da avifauna.

Contudo, os estudos na Amazônia já citados (Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996) também se realizaram em matas exploradas em fase de regeneração, variando de 1 a 5-6 anos (Mason 1996) até 10 e 11 anos após o corte (Johns 1991, Thiollay 1992). No período de um ano após o corte

seletivo, a diversidade da comunidade diminui (Thiollay 1992, Mason 1996). Na Amazônia venezuelana, após 5-6 anos, a diversidade da comunidade de subosque voltou a níveis similares à da mata primária (Mason 1996). Na Amazônia guianense, mesmo após 10 anos, a diversidade não voltou ao índice anterior (presumido como sendo o da mata primária, Thiollay 1992).

Diferentes metodologias de amostragem quantitativa de avifauna e habilidades do pesquisador na identificação das espécies podem influir nos resultados. Mason (1996) se restringiu ao uso de redes, que têm grande tendenciosidade na amostragem de espécies com grande capacidade de deslocamento (Remsen & Good 1996). Isso pode ocasionar a amostragem viciada de espécies em matas exploradas que não necessariamente dependem desse ambiente. Além disso, é impossível avaliar o impacto para toda comunidade, dada a tendenciosidade de captura de espécies do estrato inferior das florestas. Johns (1991) e Thiollay (1992) realizaram estudos em comunidades altamente diversificadas com um visível desconhecimento de identificação de parte considerável das espécies (ver Apêndices destes trabalhos). Isso pode aumentar ainda mais a tendenciosidade de amostragem inerente aos censos de avifauna, levando ao registro apenas das espécies conhecidas pelo observador. Em comunidades de aves amazônicas, cerca de 30% das espécies podem ser consideradas raras (Terborgh *et al.* 1990); portanto, problemas com identificação das espécies dessas comunidades podem influir grandemente nos resultados. Portanto, é difícil avaliar se comunidades de aves amazônicas realmente têm queda nos índices de riqueza e diversidade após o corte seletivo ou se esse padrão é resultado de uma amostragem inadequada.

Alternativamente, métodos exploratórios diferentes (mais danosos à vegetação) podem explicar a baixa recuperação de comunidades amazônicas frente às daquelas de outras localidades, inclusive a Mata Atlântica. Johns (1988) mostrou que o corte seletivo afeta diferentemente a estrutura da vegetação de acordo com o método de exploração utilizado. Na Amazônia, o relevo é bem mais “suave” que o da Mata Atlântica de baixada, onde foi conduzido o presente estudo. Nas localidades amazônicas estudadas por aqueles autores, o método de exploração utilizou máquinas pesadas, que requerem uma rede de estradas para trabalhar, o que é mais facilmente implantado naqueles terrenos. No presente estudo, a exploração ocorreu em área de grande inclinação (relevo predominante na Mata Atlântica) reduzindo as vias de acesso à mata a apenas uma única estrada. Thiollay (1992) relata que, na Amazônia guianense, 0,5 km de estrada é construído para cada 100 ha de mata a ser explorada e pelo menos 20 m de cada lado são desmatados. Mason (1996) reporta danos na vegetação comparáveis aos de Thiollay (1992), enquanto Johns (1991), embora não quantifique, também relata que a exploração na localidade por ele estudada se realizou através de uma rede de estradas.

Danos na vegetação são muito superiores nas florestas de Dipterocarpaceae do sudeste asiático, onde as taxas de extrações são de uma ordem de magnitude maiores que aquelas para florestas neotropicais com forte exploração mecanizada (Mason 1996). No entanto, índices de riqueza e similaridade de comunidades de aves de matas exploradas nessas regiões são pouco diferentes daqueles de matas primárias (Tab. 2; Johns 1992, Lambert 1992). Esses estudos do sudeste asiático são baseados em censos por transectos ao longo de vários meses (Lambert 1992) e anos

(Johns 1992) sendo que esses observadores, nesses estudos, não demonstraram deficiência na identificação das espécies. Assim, são necessários estudos adicionais mais rigorosos quanto à metodologia e identificação das espécies de comunidades de aves na Amazônia, antes que conclusões sobre seu comportamento frente ao corte seletivo fiquem estabelecidas. Os outros estudos revisados com amostragem satisfatória das comunidades de aves tropicais, indicam que índices de riqueza e diversidade das comunidades se mantêm similares entre matas exploradas e não-exploradas (Johns 1992, Lambert 1992).

Numa extensa revisão sobre o impacto do corte seletivo em comunidades florestais tropicais de invertebrados e vertebrados, Frumhoff (1995) ressalta que, em praticamente todos os grupos estudados, algumas espécies são favorecidas pela exploração e outras prejudicadas, enquanto os índices quantitativos de riqueza e diversidade entre essas comunidades se mantêm similares. A comparação entre índices globais de riqueza e diversidade não permite uma avaliação correta da perda de biodiversidade local, embora revele a dinâmica de sucessão e adaptação destas comunidades a alterações antrópicas.

Composição e abundância das espécies

O presente estudo não apontou diferenças significativas no número médio total de contatos obtidos com as 170 espécies de aves entre M1 e M2. Contudo, cerca de 42 espécies (24,8% do total de espécies) são restritas a uma das matas, indicando uma diferença de quase 1/4 na composição da avifauna. Quando um teste estatístico é aplicado ao número corrigido de contatos de cada espécie ($IPA \times 100$; testes G e binomial, ver Apêndice 2), pouco mais da metade do total de 170 espécies (55,9%) não mostra diferença significativa de abundância entre M1 e M2.

No entanto 44,1% do total de espécies é exclusiva ou significativamente mais abundante num dos tipos de mata. Mesmo quando a análise é restrita à espécies comuns entre M1 e M2, 25,8% dessas 128 espécies mostram preferências por uma das matas. Essas diferenças de composição e abundância de espécies entre M1 e M2 também explicam a reduzida sobreposição no segundo eixo, obtido pela análise de correspondência, de pontos de amostragem de M1 e M2 (Fig. 6, Tab. 6, Apêndice 3).

A alteração (redução) de seis parâmetros da vegetação de um total de 8 mensurados é extremamente importante para alguns segmentos da comunidade, alterando padrões demográficos. Karr e Brawn (1990) e Mason (1996) sugerem que, ao se reduzir a densidade de árvores por hectare, mais luz penetra no subosque, alterando características microclimáticas do mesmo, que por sua vez podem modificar a qualidade e a disponibilidade de presas disponíveis para as aves. A redução do subosque e do dossel em M2 foi, respectivamente, de 35% e 65% (Tab.1; Fig. 3), o que também pode ter

contribuído para alterações nas populações das espécies de aves das comunidades, explicando diferenças detectadas nos índices de abundância e na ordenação.

Embora os macro-padrões estruturais das comunidades de aves de M1 e M2 tenham sido semelhantes (riqueza e diversidade), diferenças importantes mostradas pela análise de correspondência na configuração dessas comunidades podem ser explicadas por processos como a colonização e a extinção de espécies em M2.

A maior equitabilidade da comunidade de M2 é outro fator que pode ser explicado por processos de colonização, extinção e redução de abundância de algumas espécies em função de alterações nos padrões estruturais da vegetação. Em M1, existe um grupo dominante de espécies mais abundantes (Tab. 4) que é alterado em M2. Com abundância significativamente reduzida em M2, estão cinco das espécies mais abundantes em M1: *Tinamus solitarius*, *Crypturellus noctivagus*, *Formicarius colma*, *Carpornis melanocephalus*, *Platycichla flavipes* e *Turdus albicollis* (Apêndice 2). Das 10 espécies mais abundantes em M2 (Tab. 4), apenas três não estão entre as 10 espécies mais abundantes de M1. O arranjo original da comunidade, caracterizado pela dominância de determinadas espécies, foi modificado em M2 com um aumento significativo de abundância de espécies mais raras em M1 (e.g. *Columba plumbea*, *Cichlocolaptes leucophrus*, *Pitylus fuliginosus*) e de algumas espécies colonizadoras já presentes na área, levando a um aumento na equitabilidade.

Índices de equitabilidade obtidos por outros estudos com corte seletivo e comunidades de aves tropicais mostram uma diminuição ligeira desse índice após a alteração na vegetação (Tab. 3), ao contrário do presente estudo. Em

M2, a ausência ou redução significativa de abundância de espécies abundantes em M1 é acompanhada da colonização de novas espécies, totalmente ausentes ou muito raras em M1. Algumas destas espécies parecem ser raras ou ausentes em M1 em função da pouca disponibilidade de ambientes perturbados, aumentando de abundância em M2 (e.g. *Accipiter superciliosus*, *Aphantochroa cirrhochloris*, *Colaptes melanochloros*, *Scytalopus indigoticus*, *Manacus manacus*, *Turdus rufiventris*, *Dacnis cayana*, *Thraupis palmarum*, *Pitylus fuliginosus*). Em outros casos, são espécies abundantes em altitudes superiores, mas normalmente ausentes nas matas de baixada (obs. pess.), que se tornam abundantes em M2 e ausentes ou muito raras em M1 (e.g. *Bailloniuss bailloni*, *Anabazenops fuscus*, *Batara cinerea*, *Dysithamnus stictothorax*, *Chamaeza meruloides*, *Psilorhamphus guttatus*, *Lipaugus lanioides*, *Basileuterus culicivorus*, *Orchesticus abeillei*). Uma vez que o gradiente altitudinal existente em M1 e M2 é bastante similar e a proximidade entre essas matas é grande, esse tipo de colonização por espécies de altitudes superiores é mais difícil de explicar. Uma especulação possível, é uma capacidade maior de colonização de novos ambientes por parte das espécies de altitudes superiores frente àquelas de baixada.

Num estudo detalhado sobre uma comunidade de aves de florestas de pinheiros na América do Norte, Szaro e Balda (1979) concluíram que o corte seletivo de madeira e sua consequente alteração na vegetação, pode modificar parâmetros do nicho de forrageamento de algumas espécies, alterando a composição e padrões de abundância originais da comunidade. Como no presente estudo, Szaro e Balda (1979) observaram que muitas espécies abundantes na mata não explorada eram significativamente menos abundantes na mata explorada, sendo que espécies “novas” em relação ao

conjunto local de espécies colonizavam com sucesso a mata explorada. Alterações na estrutura da vegetação podem ter vários efeitos em recursos utilizados por espécies da comunidade de aves primitiva, alterando-os a ponto de modificar padrões de abundâncias de algumas espécies que não se adaptam à essas modificações. Espécies de altitudes superiores, que em condições normais não se estabelecem em matas de baixada primárias, tem, com a perturbação do ambiente, capacidade de colonizá-lo. A variação de parâmetros estruturais da vegetação com a altitude, acompanha a variação na composição de comunidades de aves neotropicais ao longo de gradientes altitudinais (Goerk 1995, Stotz *et al.* 1996, Rahbek 1997). A alteração da vegetação de M2, com a redução da maior parte de seus parâmetros, pode ter assemelhado sua estrutura àquela da Mata Atlântica de altitude, propiciando a colonização de espécies de aves naturais dessas altitudes, conforme observado.

Até que ponto competição entre espécies típicas de baixada e típicas de altitudes superiores está envolvida, é de determinação difícil, requerendo experimentos de realização complicada na natureza. De um modo geral, a colonização de novas espécies parece ser mediada através de eventos estocásticos, que não permitem uma previsão adequada sobre quais espécies podem efetivamente se estabelecer (Wiens 1989b).

Comportamento de grupos ecológicos da avifauna

O comportamento dos grupos ecológicos da avifauna em M1 e M2 será discutido a seguir com os seguintes pressupostos: (1) o número de espécies não prejudicadas e espécies favorecidas pelo corte seletivo numa determinada guilda é pressuposto como a soma do número de espécies das categorias N (espécies sem alteração significativa de abundância entre M1 e M2) e N2 (espécies exclusivas ou significativamente mais abundantes em M2) da figura 5, e (2) o número de espécies prejudicadas pelo corte seletivo numa determinada guilda é pressuposto como o número de espécies exclusivas ou significativamente mais abundantes em M1 (categoria N1 da figura 5).

a) Frugívoros e granívoros

Espécies frugívoras e com grande biomassa foram colocadas na guilda dos grandes frugívoros de copa, composta por Cracidae, Psittacidae, Ramphastidae e alguns Cotingidae (Apêndice 2). O número médio de contatos com as espécies desta guilda não é significativamente diferente entre M1 e M2 (Tab. 5). A maior parte das espécies dessa guilda (79%) não é prejudicada pelo corte seletivo, levando também a um alto índice quantitativo de similaridade ($I = 78,2\%$). Isso pode estar relacionado ao suprimento normal de frutos em M2. Dos frugívoros prejudicados pelo corte seletivo, *Triclaria malachitacea* e *Carpornis melanocephalus* se alimentam em grande quantidade de frutos de diversas Myrtaceae, habitando o subosque da mata, que é bastante alterado na M2 em virtude da menor densidade de árvores por

hectare. Espécies dessa guilda da avifauna possuem alta biomassa (Terborgh *et al.* 1990, Thiollay 1994) e grande capacidade de deslocamento, podendo se adaptar a condições locais de suprimentos de frutos (Loiselle & Blake 1994) através de deslocamentos. A fragmentação parece ter efeito bem mais deletério nas espécies dessa guilda que o corte seletivo (Bierregaard & Lovejoy 1989, Johns 1991, Aleixo & Vielliard 1995).

Os granívoros de solo são igualmente pouco afetados pelo corte seletivo ($I = 88,3\%$; Tab. 5; Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996). Cerca de 75% das espécies dessa guilda não foram prejudicadas pelo corte seletivo (Apêndice 2). Isso deve-se ao fato de seu alimento ser predominantemente composto por sementes (Reis de Magalhães 1994), recurso disponível plenamente em ambos tipos de mata (Galetti 1996). A ausência de *Crypturellus tataupa* e *Leptotila rufaxilla* na mata primária indica a associação dessas espécies a ambientes de borda de mata na área de estudo, explicando seu aparecimento em M2. A redução significativa da abundância de *Tinamus solitarius* e *Crypturellus noctivagus* na M2 pode ser ocasionada pela caça ou por alterações na vegetação.

b) Onívoros

Inclui guildas dos frugívoros / insetívoros de estratos superiores e inferior e onívoros / insetívoros de borda. São pouco afetadas ou até mesmo beneficiadas pelo corte seletivo (Tab. 5) em virtude de dois fatores principais: (1) como possuem dieta mista, têm menor grau de especialização alimentar, capacitando-as a trocar de alimento eventualmente e ajustar-se a alterações

ambientais repentinas (Recher 1990) e (2) onívoros / insetívoros de borda são beneficiados em áreas de sucessão ecológica inicial, onde a abundância de frutos e insetos é maior que em matas primárias (Blake & Loiselle 1991). A colonização e o aumento de abundância das espécies desta guilda em M2 levou a um baixo índice quantitativo de similaridade entre M1 e M2 ($I = 9,8\%$).

As espécies frugívoras / insetívoras de subosque são pouco afetadas de um modo geral (Tab. 5), mas as espécies prejudicadas (*Mionectes rufiventris* e *Turdus albicollis*) provavelmente respondem a alterações microclimáticas no subosque perturbado das matas exploradas, como atestam outros três estudos (Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996). *Turdus albicollis*, a espécie de ave mais abundante em M1, exerceu grande influência sobre o índice quantitativo de similaridade desta guilda ($I = 57,1\%$), uma vez que a mesma sofreu redução significativa de abundância em M2 (Apêndice 2).

c) Insetívoros

Os insetívoros de tronco e galho são pouco afetados pelo corte seletivo (84,6% das espécies não prejudicadas; $I = 65,6\%$). No presente estudo, foi possível correlacionar a maior abundância dos Picidae em M2 à maior densidade de árvores mortas nela existente (Tab. 1), fornecendo sítios de forrageamento e nidificação para essas espécies. A ausência de *Melanerpes flavifrons* em M2 é devida a raridade desta espécie na área como um todo, sendo acidentalmente detectada em M1. A redução significativa de abundância de *Sittasomus griseicapillus* em M2 é mais difícil de interpretar,

dada a tolerância desta espécie a alterações ambientais em outras localidades, notadamente em fragmentos florestais (Fazenda Barreiro Rico em Anhembi-SP) e florestas secundárias (Serra do Japi, Jundiá-SP, obs. pess.).

Insetívoros terrestres e de subosque são duas das guildas com maior porcentagem de espécies prejudicadas pelo corte seletivo (30,8% e 29,4% respectivamente), embora o número médio de contatos com as espécies dessas guildas não seja significativamente diferente entre M1 e M2 (Tab. 5). O índice quantitativo de similaridade para essas guildas entre M1 e M2 foi considerado baixo (47,2% e 40,6% para insetívoros terrestres e de subosque, respectivamente). Apenas três outras guildas tiveram índices quantitativos de similaridade inferiores a estas: onívoros / insetívoros de borda e insetívoros de brenhas e bambús (ambas beneficiadas em M2) e carnívoros noturnos (prejudicados em M2).

Em outros estudos, insetívoros terrestres e de subosque também são as guildas mais prejudicadas de toda a comunidade (Wong 1985, Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996). Alterações microclimáticas a nível do solo e subosque são causadas pelo corte seletivo (Webb *et al.* 1977, Mason 1996), basicamente por reduzir a cobertura vegetal deste estrato (Tab. 1, Fig. 3). Tais alterações afetam populações de insetos desses estratos da floresta que servem de alimento às espécies dessas duas guildas (Karr & Freemark 1983, Karr & Brawn 1990). Ao contrário dos frugívoros, sua capacidade de dispersão é extremamente reduzida, tornando-os ainda mais vulneráveis a alterações ambientais de escala local (Willis 1974, Aleixo & Vielliard 1995).

Mesmo com a grande redução do dossel (Tab. 1, Fig. 3), insetívoros dos estratos superiores são pouco afetados (84,6% das espécies não

prejudicadas, I = 60,9%; Tab. 5), possivelmente pela maior capacidade de dispersão e pelo fato do estrato que habitam ser menos sujeito a alterações microclimáticas, uma vez que é naturalmente mais exposto à insolação, afetando pouco os insetos dos quais dependem (Janzen 1973). A ausência e redução significativa de abundância, respectivamente, de *Attila phoenicurus* e *Cnemotriccus [fuscatus] fuscatus* em M2 é de difícil explicação. Essas espécies demonstram a natureza estocástica da composição da avifauna e mesmo do perfil das espécies que colonizam M2: a primeira é abundante em altitudes superiores enquanto que a segunda é restrita à baixada do PEI (obs. pess.).

Insetívoros noturnos não são afetados (100% das espécies não prejudicadas, I = 81,6%), possivelmente por ocuparem o estrato superior e forragear num período do dia, no qual insetos não são afetados pelo grau de insolação (relacionado à densidade) da vegetação. Outro estudo (Johns 1991) reportou espécies dessa guilda em áreas de vegetação secundária, indicando que a perturbação florestal aparentemente não prejudica esses insetívoros.

Insetívoros aéreos não são prejudicados pelo corte seletivo (100% das espécies, I = 62,4%). Insetívoros de brenhas e bambu são beneficiados (100% das espécies exclusivas ou significativamente mais abundantes na M2, I = 44,0%) pelo corte seletivo (Tab. 5). Os primeiros não dependem da estrutura florestal, sendo razoável supor que o corte seletivo não tenha impacto efetivo sobre elas. Já os últimos dependem de um ambiente perturbado, que propicie a existência de bambus e brenhas. Na mata primária essa perturbação é muito mais descontínua no tempo e no espaço, dependendo basicamente da formação de clareiras naturais (Schemske & Brokaw 1981). Nas matas exploradas isso foi facilitado e amplificado pela

ação antrópica, que propiciou a expansão de espécies como *Anabazenops fuscus* e *Scytalopus indigoticus*. Touceiras de bambu não existem naturalmente nas matas de baixada estudadas (obs. pess.), tendo colonizado a M2 possivelmente a partir de altitudes superiores onde esses bambus são abundantes. Espécies associadas a bambu colonizaram a M2 possivelmente a partir de altitudes superiores do PEI onde são mais abundantes (e.g. *Synallaxis ruficapilla*, *Anabazenops fuscus*, *Batara cinerea* e *Psilorhamphus guttatus*; obs. pess.). Esses fatores explicam a baixa similaridade quantitativa dessa guilda entre M1 e M2 ($I = 44,0\%$).

d) Nectarívoros

Guilda composta por Trochilidae e alguns Emberizidae, que também incluem em sua dieta altas proporções de insetos (Remsen *et al.* 1986). São pouco afetados pelo corte seletivo (89% das espécies não prejudicadas, $I = 78,7\%$), devido a ocorrência regular de plantas em florescimento em matas exploradas (Johns 1989, Mason 1996). Beija-flores, deslocam-se a grandes distâncias em busca de fontes de alimento, diminuindo a dependência de ambientes florestais primários (Feinsinger 1976, Blake & Loiselle 1991). A redução significativa de abundância de *Chlorophanes spiza* em M2 (Apêndice 2) é de difícil explicação. É possível especular sua não adaptação à estrutura florestal de M2, alterada em relação àquela original (M1, i.e. Mata Atlântica de baixada não-explorada), onde esta espécie é restrita no PEI.

e) Carnívoros

Carnívoros diurnos de pequeno e médio porte podem ser beneficiados em matas exploradas devido a maior facilidade de predação, conferida pelo ambiente mais aberto (Jonhs 1991, este estudo). Contudo, carnívoros de grande porte podem ser prejudicados pela necessidade de uma grande área de vida e por alteração na abundância de suas presas (também de grande porte; Thiollay 1985). Nenhuma espécie de carnívoro diurno observada no presente estudo (Accipitridae e Falconidae) foi prejudicada pelo corte seletivo ($I = 70,0\%$). Carnívoros noturnos, por sua vez, foram registrados apenas em M1, sendo difícil encontrar uma explicação para isso, até que dados sobre a ecologia de grandes corujas neotropicais estejam disponíveis.

CONCLUSÕES

História, perturbação e acaso

Um dos aspectos mais interessantes verificados neste estudo é que fatores históricos conjugados à fatores ecológicos, como a distribuição de espécies ao longo de um gradientes altitudinais, podem explicar em grande parte a variação observada entre as comunidades de aves de M1 e M2. Goerk (1995) reporta grandes diferenças entre comunidades de aves de Mata Atlântica de acordo com a altitude. Espécies típicas da Mata Atlântica de encosta (*sensu* Joly *et al.* 1991) na área de estudo são sérias candidatas a redução significativa de abundância em M2: *Crypturellus noctivagus*, *Triclaria malachitacea*, *Ramphastos vitellinus*, *Formicarius colma*, *Conopophaga melanops*, *Carpornis melanocephalus*, *Cnemotriccus [fuscatus] fuscatus*, *Turdus albicollis* e *Chlorophanes spiza*. Espécies típicas da Mata Atlântica de altitude (*sensu* Joly *et al.* 1991) compõe grande parte do lote de espécies colonizadoras de M2 (ver espécies no item da “discussão: composição e abundância das espécies”). É provável que isso ocorra sem que processos determinísticos, como competição, estejam envolvidos.

Espécies que evoluíram numa determinada biota (i.e. típicas de uma altitude, por exemplo) podem não tolerar alterações ocasionadas por perturbação (como a realizada pelo corte seletivo) e diminuir seu efetivo populacional na área. Em contrapartida, populações de espécies não típicas de uma determinada altitude podem ocupar essa área disponível e, antes da

alteração ambiental, inacessível. Ainda assim, é difícil prever uma resposta determinística e unidirecional: espécies mais abundantes na Mata alto-montana com distribuição possivelmente marginal na Mata de encosta, podem não ser colonizadoras com sucesso da M2 (e.g. *Sittasomus griseicapillus* e *Attila phoenicurus*). Nesse caso, eventos estocásticos podem estar atuando na seleção das espécies colonizadoras.

O conhecimento da ecologia histórica das espécies (i.e., o papel de fatores históricos, na maior parte não determinísticos, na ecologia das espécies) pode ser um auxiliar valioso na avaliação do impacto de atividades antrópicas em comunidades animais e vegetais.

Implicações para a conservação da avifauna da Mata Atlântica

No presente estudo, das 170 espécies registradas nos censos, 27 (15,9%) foram exclusivas de M1 ou com abundância significativamente maior nesse tipo de mata. Essas espécies foram consideradas prejudicadas pelo corte seletivo na área (Apêndice 2). Como discutido anteriormente são, na sua maior parte, espécies do subosque ou solo da floresta. As seguintes espécies, consideradas residentes na área, foram consideradas incapazes de colonizar a M2, apesar de sua proximidade e de um corredor de capoeira interligando M1 e M2: *Myiobius barbatus*, *Platyrinchus leucoryphus*, *Hemitriccus orbitatus* e *Mionectes rufiventris*. A falta de registro de outras espécies presentes na M1, mas ausentes na M2, pode ser devida a raridade destas espécies na área e a eventualidade destes registros (e.g. *Malacoptila striata* e *Melanerpes flavifrons*).

Embora índices quantitativos globais da comunidade de aves (riqueza, diversidade, composição e abundância das espécies) não sejam alterados significativamente entre M1 e M2, ainda assim, perdas de biodiversidade estão ocorrendo. O aspecto dinâmico da sucessão de espécies na comunidade de aves de M2 deve-se ao fato de que qualquer grupo ecológico da avifauna pode colonizar continuamente a área alterada.

Espécies ausentes em M2 ou significativamente mais abundantes em M1 são candidatas ao desaparecimento no caso de práticas extrativistas na Mata Atlântica (Apêndices 1 e 2). Espécies insetívoras de subosque e de solo compõem o perfil ecológico mais ameaçado, repetindo conclusões sobre

guildas mais prejudicadas pela fragmentação florestal na região neotropical (Aleixo & Vielliard 1995, Stouffer & Bierregaard 1995).

Áreas de Mata Atlântica secundárias e exploradas por corte seletivo podem também, de fato, abrigar comunidades de aves ricas e bastante diversificadas. Contudo, a composição dessas comunidades é alterada substancialmente em relação à da mata não explorada, mesmo quando a escala de alteração é pequena, como verificado no presente estudo.

São feitas as seguintes recomendações para que a extração seletiva de madeira tenha impacto reduzido na riqueza e composição de comunidades de aves da Mata Atlântica:

(1) Proximidade de áreas de mata em bom estado de conservação e não-fragmentadas, que permitem que grande parte das espécies recolonizem as matas exploradas, até que um adiantado estágio de sucessão permita às mesmas se estabelecerem como residentes nessas matas.

(2) Práticas exploratórias que utilizem o menor número possível de vias de acesso e que reduzam a exploração mecanizada ao estritamente necessário (arraste e transporte das toras). Essas medidas ocasionam um impacto reduzido na vegetação não explorada (Uhl *et al.* 1997) e consequentemente na comunidade de aves.

(3) Rodízio nas áreas a serem exploradas, permitindo uma sucessão adiantada nas áreas já exploradas, o que possibilita a recuperação de populações de espécies mais vulneráveis da avifauna.

LITERATURA CITADA

- Aleixo, A. & Vielliard, J. M. E. 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista brasileira de Zoologia* 12: 493-511.
- Almeida-Scabbia, R. 1996. *Fitossociologia de um trecho de Mata Atlântica no sudeste do Brasil*. Tese de mestrado, UNESP, Rio Claro.
- Alves, M. C. 1990. *The role of cocoa plantations in the conservation of the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil*. Tese de mestrado. University of Florida, Gainesville, Florida.
- Bibby, C., Burgess, N. D. & Hill, D. A. 1993. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
- Bierregaard Jr., R. O. & Lovejoy, T. E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215-241.
- Blake, J. G. 1992. Temporal variation in point counts of birds in a lowland wet forest in Costa Rica. *Condor* 94: 265-275.
- Blake, J. G. & Loiselle, B. A. 1991. Variation in resource abundance affects capture rates of birds in three lowland habitats in Costa Rica. *Auk* 108: 114-130.
- Blondel, J., Ferry, C. & Frochot, B. 1981. Point counts with unlimited distance. *Studies in Avian Biology* 6: 414-420.
- Brooks, T. & Balmford, A. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380: 115.
- Brown, K. S. Jr. & Brown, G. G. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. Pp. 119-142 in Whitmore, T. C. & Sayer, J. A. (eds.). *Tropical Deforestation and Species Extinction*. Chapman & Hall, London.
- Burgess, P. F. 1971. The effect of logging on hill dipterocarp forests. *Malay Nature Journal* 24: 231-237.
- Center for International Forestry Research (CIFOR). 1993. *International forestry research: towards the 21st century*. A provisional medium-term plan for CIFOR, 1994-1998. Bogor, Indonesia.
- Chadwick, N. L., Progulske, D. R. & Finn, J. J. 1986. Effects of fuelwood cutting on birds in southern New England. *Journal of Wildlife Management* 50: 398-405.
- Cottam, G. & Curtis, J. T. 1956. The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology* 37: 451-460.

- Degraaf, R. M. & Chadwick, N. L. 1987. Forest type, timber size class and the New England breeding birds. *Journal of Wildlife Management* 51: 212-217.
- Erdelen, M. 1984. Bird communities and vegetation structure. I. Correlations and comparisons of simple diversity indices. *Oecologia* 61: 277-284.
- Feinsinger, P. 1976. Organization of a tropical guild of nectarivorous birds. *Ecological Monographs* 46: 257-291.
- Fowler, J. & Cohen, L. 1993. *Statistics for ornithologists*. Second edition. British Trust for Ornithology N° 22.
- Frumhoff, P. C. 1995. Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. *Bioscience* 45: 456-464.
- Galetti, M. 1996. *Fruits and frugivores in a Brazilian Atlantic Forest*. Tese de doutorado. University of Cambridge, Cambridge, UK.
- Goerk, J. M. 1995. *Birds of the Atlantic forest of Brazil: patterns of rarity and species distributions along an elevational gradient*. Tese de mestrado. University of Missouri, St. Louis, USA.
- Hill, M. O. 1973. Reciprocal averaging: an eigenvector method of ordination. *J. Ecol.* 61: 237-249.
- Janzen, D. H. 1973. Sweep samples of tropical foliage insects: effects of season, vegetation types, elevation, time of day and insularity. *Ecology* 54: 686-708.
- Johns, A. D. 1986. Effects of selective logging on the ecological organization of a peninsular Malaysian rainforest avifauna. *Forktail* 1: 65-79.
- Johns, A. D. 1988. Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica* 20: 31-36.
- Johns, A. D. 1989. Recovery of a peninsular Malayasian rain forest avifauna following selective timber logging: the first twelve years. *Forktail* 4: 89-105.
- Johns, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology* 7: 417-437.
- Johns, A. D. 1992. Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 335: 437-442.

- Joly, A. C., Leitão-Filho, H. F. & Silva, S. M. 1991. O Patrimônio Florístico. Pp. 97-107 in *Mata Atlântica*. Editora Index Ltda e Fundação Mata Atlântica.
- Karr, J. R. 1980. Geographical variations in the avifaunas of tropical forest undergrowth. *Auk* 97: 283-298.
- Karr, J. R. 1981. Surveying birds in the tropics. *Studies in Avian Biology* 6: 548-553.
- Karr, J. R. & Brawn, J. D. 1990. Food resources of understory birds in central Panama: quantification and effects on avian populations. *Studies in Avian Biology* 13: 58-64.
- Karr, J. R. & Freemark, K. E. 1983. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. *Ecology* 64: 1481-1494.
- Karr, J. R. & Roth, R. R. 1971. Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *Am. Nat.* 105: 423-435.
- Kartawinata, K. 1977. Biological changes after logging in lowland dipterocarp forest. *Biotropica* 3: 34-37.
- Lambert, F. R. 1992. The consequences of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 335: 443-457.
- Loiselle, B. A. & Blake, J. G. 1994. Annual variation in birds and plants of a tropical second-growth woodland. *Condor* 96: 368-380.
- Ludwig, J. A. & Reynolds, J. F. 1988. *Statistical ecology. A primer on methods and computing*. John Wiley & Sons, New York.
- Lugo, A. E. 1988. Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. Pp. 58-70 in Wilson, E. O. (ed.): *Biodiversity*. Washington, D. C.
- MacArthur, R. H., Recher, H. & Cody, M. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *Am. Nat.* 100: 319-332.
- Martins, F. R. 1991. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Editora da Unicamp, Campinas, SP.
- Mason, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica* 28: 296-309.
- McCune, B. & Mefford, M. J. 1995. *PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data*. Version 2.0. MJM Software design. Gelender Beach, Oregon.
- Orians, G. H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology* 50: 783-801.

- Pacheco, J. F.; Whitney, B. M & Gonzaga, L. P. 1996. A new genus and species of furnariid (Aves: Furnariidae) from the cocoa-growing region of southeastern Bahia, Brazil. *Wilson Bull.* 108: 395-433.
- Parker, T. A. 1982. Observations of some unusual rain forest and marsh birds in southeastern Peru. *Wilson Bull.* 94: 477-493.
- Rahbek, C. 1997. The relationship among area, elevation, and regional species richness in neotropical birds. *Am. Nat.* 149: 875-902.
- Rappole, J. H. & Morton, E. S. 1985. Effects of habitat alteration on a tropical avian forest community. *Ornithological Monographs* 36: 1013-1021.
- Recher, H. F. 1990. Specialist or generalist: avian response to spatial and temporal changes in resources. *Studies in Avian Biology* 13: 333-336.
- Reis de Magalhães, J. C. 1994. Sobre alguns tinamídeos florestais brasileiros. *Boletim CEO* 10: 15-26.
- Remsen, J. V. Jr. & Good, D. A. 1996. Misuse of data from mist-net captures to measure relative abundance in bird populations. *Auk* 113: 381-398.
- Remsen, J. V. Jr., Hyde, M. A. & Chapman, A. 1993. The diets of neotropical trogons, motmots, barbets and toucans. *Condor* 95: 178-192.
- Remsen, J. V. Jr. & Parker, T. A. 1984. Arboreal dead-leaf searching birds of the Neotropics. *Condor* 86: 36-41.
- Remsen, J. V. Jr., Stiles, F. G. & Scott, P. E. 1986. Frequency of arthropods in stomachs of tropical hummingbirds. *Auk* 103: 436-441.
- Rodrigues, M., Alvares, S. M. R. & Machado, C. G. 1994. Foraging behavior of the White-collared Foliage-gleaner (*Anabazenops fuscus*), a bamboo specialist. *Ornitologia Neotropical* 5: 65-67.
- Sakai, H. F. 1988. Avian response to mechanical clearing of a native rain forest in Hawaii. *Condor* 90: 339-348.
- Schemske, D. W. & Brokaw, N. 1981. Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology* 62: 938-945.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Edição revista e ampliada. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker, T. A. & Moskovitz, D. K. 1996. *Neotropical birds. Ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago.

- Stouffer, P. C. & Bierregaard Jr., R. O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76: 2429-2445.
- Szaro, R. C. & Balda, R. P. 1979. Bird community dynamics in a ponderosa pine forest. *Studies in Avian Biology* 3: 1-66.
- Terborgh, J. 1985. Habitat selection in Amazonian birds. Pp. 311-338 in Cody, M. L. (ed.). *Habitat selection in birds*. Academic Press, USA.
- Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker, T. A., Munn, C. A. & Pierpoint, N. 1990. Structure and organization of an Amazonian bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.
- Terborgh, J. & Weske, J. 1969. Colonization of secondary habitats by Peruvian birds. *Ecology* 50: 765-782.
- Thiollay, J. M. 1985. Raptor community structure of a primary rain forest in French Guiana and effect of human hunting pressure. *Raptor Research* 18: 117-122.
- Thiollay, J. M. 1990. Comparative diversity of temperate and tropical forest bird communities: the influence of habitat heterogeneity. *Acta Oecologica* 11: 887-911.
- Thiollay, J. M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 1: 47-63.
- Thiollay, J. M. 1994. Structure, density and rarity in an Amazonian rainforest bird community. *Journal of Tropical Ecology* 10: 449-481.
- Uhl, C., Barreto, P., Veríssimo, A., Vidal, E., Amaral, P., Barros, A. C., Souza Jr., Johns, J. & Gerwing, J. 1997. Natural resource management in the Brazilian Amazon. An integrate research approach. *Bioscience* 47:160-168.
- Uhl, C. & Vieira, I. C. G. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon. A case study from the Paragominas region of the state of Pará. *Biotropica* 21: 98-106.
- Vielliard, J. M. E. & Silva, W. R. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo de avifauna e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo. *Anais IV ENAV*: 117-151.
- Webb, W. L., Behrend, D. F. & Saisorn, B. 1977. Effect of logging on song bird populations in a northern hardwood forest. *Wildlife Monographs* 55: 1-35.
- Wiens, J. A. 1989a. *The ecology of bird communities. Foundations and patterns*. Cambridge University Press, Cambridge, U. K.

- Wiens, J. A. 1989b. *The ecology of bird communities. Processes and variations*. Cambridge University Press, Cambridge, U. K.
- Willis, E. O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 44: 153-169.
- Willis, E. O. 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.
- Willis, E. O. & Oniki, Y. 1981. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Rev. bras. Biol.* 41: 121-135.
- Wilson, M. F. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55: 1017-1029.
- Wong, M. 1985. Understory birds as indicators of regeneration in a patch of selectively logged West Malaysian rain forest. Pp. 249-263 in A. W. Diamond & Lovejoy, T. (eds.). *Conservation of tropical forest birds*. ICBP Technical Publication 4, Cambridge, UK.
- Wong, M. 1986. Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. *Auk* 103: 100-116.
- Wunderle, J. M. Jr., Diaz, A., Velazquez, I. & Scharrón, R. 1987. Forest openings and the distribution of understory birds in a Puerto Rican rainforest. *Wilson Bull.* 99: 22-37.
- Zar, J.H. 1996. *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.

Apêndice 1 . Lista sistemática das espécies de aves registradas em 830 horas de observação em áreas de Mata Atlântica de encosta explorada e não-explorada por corte seletivo e em áreas antropizadas vizinhas no município de Sete Barras - SP. Nomenclatura segundo Sick (1997).

1 - Habitat. **p** = mata primária não-explorada por corte seletivo (M1); **l** = mata explorada por corte seletivo (M2); **2** = Capoeira e beira de mata; **t** = Clareiras dentro de M1 e M2; **o** = Espécie observada apenas sobrevoando a área em questão; **n** = Áreas não-florestadas - campos, pastos e áreas com arbustos baixos; **fs** = Riachos de interior de mata; **w** = Ambientes ripários, brejos e lagos.

2 - Status. **rs** = Residente - espécie registrada continuamente ao longo do ano; **sm** = Migrante de verão - espécie que se reproduz na área de setembro a março, migrando entre abril e agosto; **wm** = Migrante de inverno - espécie registrada regularmente na área apenas durante o inverno, de maio a agosto; **v** = Vagante - espécie extremamente rara (1-3 registros durante o estudo) registradas sem regularidade na área. Quando um "?" segue o código de status de uma espécie, significa que não existe informação suficiente acerca do status desta espécie na área, sendo o mesmo apenas inferido com base em dados de campo e literatura.

3 - IPA. Índice pontual de abundância. Calculado pela divisão do número de contatos obtidos com uma espécie pelo número total de amostras realizadas numa determinada área (no caso, 163 amostras na M1 e 142 amostras na M2).

4 - M1. Mata não explorada.

5 - M2. Mata explorada por corte seletivo.

6 - Gravações. Referências das gravações realizadas na área. Todas gravações foram realizadas pelo autor (código ALPA), estando editadas e depositadas no Arquivo Sonoro Neotropical (ASN) do Departamento de Zoologia da Universidade Estadual de Campinas.

7 - Coleta. Número de tombo da pele da respectiva espécie, coletada na área de estudo (Sete Barras-SP), na coleção ornitológica do Museu de História Natural da Universidade Estadual de Campinas (ZUEC).

8 - ?. Significa que a identidade específica da ave em questão não é absolutamente certa, mas a presença de uma espécie do mesmo gênero ou do mesmo grupo de espécies na área é certa.

***** - Faz-se referência a nível considerado subespecífico por Sick (1997), no caso de subespécies bem diferenciadas em caracteres morfológicos e bioacústicos.

Espécies registradas na M1 por M. A. Pizo após encerramento do trabalho de campo deste estudo: *Lophornis chalybea* (Trochilidae) e *Haplospiza unicolor* (Emberizidae).

Família e espécies	H ¹	S ²	IPA ³		Gravações ⁶	Coleta ⁷
			M1 ⁴	M2 ⁵		
Tinamidae (4)						
<i>Tinamus solitarius</i>	p,l	rs	0,67	0,44	9/17;20/4	
<i>Crypturellus obsoletus</i>	p,l	rs	0,02	0,05		
<i>Crypturellus noctivagus</i>	p,l	rs	0,76	0,51	7/6;7/12;8/1+2	
<i>Crypturellus tataupa</i>	l,2	rs	0	0,01		
Ardeidae (3)						
<i>Casmerodius albus</i>	w	v	0	0		
<i>Butorides striatus</i>	w	v	0	0		
<i>Pilherodius pileatus</i>	w	v	0	0		
Cochleariidae (1)						
<i>Cochlearius cochlearius</i>	w	sm?	0	0		
Cathartidae (2)						
<i>Coragyps atratus</i>	o	rs	0	0		
<i>Cathartes aura</i>	o	rs	0	0		
Accipitridae (6)						
<i>Ictinia plumbea</i>	o	sm	0	0		
<i>Accipiter bicolor</i>	p	rs?	0	0	15/16	
<i>Accipiter superciliosus</i> ? ⁸	l	rs	0	0,01		
<i>Rupornis magnirostris</i>	p,l,2	rs	0,02	0,02	3/3;	
<i>Leucopternis polionota</i>	p,l	rs	0,02	0,01	17/6	
<i>Spizaetus tyrannus</i>	p,l	rs?	0	0,01	11/3b;	
Falconidae (4)						
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	p,l,2	rs	0,01	0,01		
<i>Micrastur semitorquatus</i>	p,l	rs	0,05	0,06	4/1;	
<i>Micrastur ruficollis</i>	p,l	rs	0,07	0,06	2/2;	
<i>Milvago chimachima</i>	2	v	0	0		
Cracidae (2)						
<i>Penelope obscura</i>	p,l,2	rs	0,04	0,05	10/9;	
<i>Pipile jacutinga</i>	p,l,2	rs?	0,01	0,01		
Phasianidae (1)						
<i>Odontophorus capueira</i>	p,l	rs	0,04	0,06	5/5;14/6	
Rallidae (3)						
<i>Amaurolimnas concolor</i>	p	rs?	0,01	0	8/10	
<i>Aramides saracura</i>	l,2,w	rs	0,01	0,07		
<i>Laterallus leucopyrrhus</i> ?	w,n	rs	0	0		
Charadriidae (1)						
<i>Vanellus chilensis</i>	2,w	v	0	0		
Columbidae (5)						
<i>Columba plumbea</i>	p,l	rs	0,20	0,41	10/11;25/6;	
<i>Columbina talpacoti</i>	n	rs	0	0		
<i>Leptotila verreauxi</i>	p,l,2	rs	0,01	0,05		
<i>Leptotila rufaxilla</i>	l,2	rs	0	0,02	24/16;25/1;	
<i>Geotrygon montana</i>	p,l	sm?	0,05	0,04	13/1	

Psittacidae (8)

<i>Pyrrhura frontalis</i>	p,l,2	rs	0,07	0,07	24/5;
<i>Forpus xanthopterygius</i>	p,l,2	rs	0,07	0,06	
<i>Brotoeris tirica</i>	p,l,2	rs	0,92	0,77	6/8;14/7;
<i>Touit melanonota</i> ?	p,l	v?	0	0,01	26/3
<i>Pionopsitta pileata</i>	p,l	rs	0,06	0,03	12/5+6
<i>Pionus maximiliani</i>	p,l	rs	0,22	0,44	13/4
<i>Amazona vinacea</i>	p	v	0	0	
<i>Triclaria malachitacea</i>	p	rs	0,22	0,06	13/7;17/5c

Cuculidae (4)

<i>Piaya cayana</i>	p,l,2	rs	0,01	0,03	
<i>Crotophaga ani</i>	n	rs	0	0	
<i>Tapera naevia</i>	n	rs?	0	0	
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	p	v	0	0	

Tytonidae (1)

<i>Tyto alba</i>	n,2	rs	0	0	
------------------	-----	----	---	---	--

Strigidae (7)

<i>Otus choliba</i>	2,l,t	rs	0,02	0,01	
<i>Otus atricapillus</i>	p,l,2	rs	0,03	0,01	10/7+8;12/3
<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	p	rs	0,01	0	11/9;
<i>Glaucidium minutissimum</i>	p,l	rs	0,07	0,06	2/1;7/7;17/7
<i>Speotyto cunicularia</i>	n	rs?	0	0	
<i>Ciccaba huhula</i>	p,2	rs	0	0	12/13;17/8b
<i>Strix hylophila</i>	p,2	rs	0,01	0	

Nyctibiidae (1)

<i>Nyctibius griseus</i>	l,2,t	rs?	0,02	0,01	11/2;
--------------------------	-------	-----	------	------	-------

Caprimulgidae (2)

<i>Lurocalis semitorquatus</i>	p,l,2	sm	0,15	0,09	19/9
<i>Nyctidromus albicollis</i>	n	rs	0	0	

Apodidae (3)

<i>Streptoprocne zonaris</i>	o	rs	0,05	0,16	
<i>Chaetura cinereiventris</i>	o	rs	0,28	0,31	
<i>Chaetura andrei</i>	o	sm	0,01	0,01	

Trochilidae (9)

<i>Ramphodon naevius</i>	p,l,2	rs	1,21	1,28	6/10;8/4+5
<i>Glaucis hirsuta</i>	2	v	0	0	
<i>Phaethornis squalidus</i>	l,2	rs	0,05	0,06	15/1;
<i>Melanotrochilus fuscus</i>	l,2	sm	0,05	0,08	
<i>Anthracothonax nigricollis</i>	2,n	sm	0	0	
<i>Thalurania glaucopis</i>	p,l	rs	0,39	0,36	12/7a;16/9
<i>Leucochloris albicollis</i>	2	v	0	0	
<i>Amazilia [versicolor] brevisrostris</i> *	l,2	sm	0,01	0,07	10/10;11/5;23/1
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	l,2	sm	0	0,01	11/7;20/1;

Trogonidae (2)

<i>Trogon viridis</i>	p,l,2	rs	0,86	0,87	6/5+7;14/9
<i>Trogon rufus</i>	p,l,2	rs	0,07	0,19	6/3+4;12/12

Alcedinidae (3)

<i>Chloroceryle amazona</i>	w	rs	0	0	
<i>Chloroceryle americana</i>	w	rs	0	0	
<i>Chloroceryle inda</i>	fs	rs	0	0	

Momotidae (1)						
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	p,l,2	rs	0,45	0,53		
Bucconidae (3)						
<i>Notharchus macrorhynchus</i>	l,2	sm	0,02	0,08		1912
<i>Malacoptila striata</i>	l,2	sm	0,01	0	11/12;13/11	
<i>Nonnula rubecula</i>	2	v	0	0		
Ramphastidae (4)						
<i>Selenidera maculirostris</i>	p,l,2	rs	0,17	0,18	19/7c	1898
<i>Bailloni bailloni</i>	l,2	rs	0	0,06	3/1;	
<i>Ramphastos vitellinus</i>	p,l,2	rs	0,24	0,12	6/1;10/3;	
<i>Ramphastos dicolorus</i>	p,l,2	wm	0,01	0,03	13/10;	
Picidae (10)						
<i>Picumnus [cirratus] temminckii *</i>	l,2	rs	0,04	0,31	9/6;18/3;19/7b	
<i>Colaptes campestris</i>	n	rs	0	0		
<i>Colaptes melanochloros</i>	n,2	rs	0	0,01		
<i>Piculus flavigula</i>	p,l	rs	0,01	0,02		
<i>Celeus flavescens</i>	p,l,2	rs	0,80	1,06	24/3	
<i>Dryocopus lineatus</i>	l,2	rs	0	0,03		
<i>Melanerpes flavifrons</i>	p,l,2	rs	0,01	0	12/9	
<i>Melanerpes candidus</i>	n	o	0	0		
<i>Veniliornis spilogaster</i>	l,2	rs	0,01	0,08		
<i>Campephilus robustus</i>	p,l,2	rs	0	0,02		
Rhinocryptidae (3)						
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	l	v	0	0,01		
<i>Merulaxis ater</i>	p,l	rs	0,02	0,01	7/9;14/2;	
<i>Scytalopus indigoticus</i>	t,l,2	rs	0,05	0,30	2/10+12;24/10	
Thamnophilidae (14)						
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	p,l,2	rs	0,31	0,35	2/5;5/10;	
<i>Batara cinerea</i>	l,2	rs	0	0,03		
<i>Mackenziaena severa</i>	l,2	v?	0	0		
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	l,2	rs	0,01	0,31	5/11+12;	
<i>Dysithamnus mentalis</i>	p,l,2	rs	0,29	0,18	2/4;4/5;17/3	
<i>Myrmotherula gularis</i>	p,l	rs	0,13	0,19	5/8;	
<i>Myrmotherula minor</i>	p,l,2	rs	0	0,01	9/4;25/4	
<i>Myrmotherula unicolor</i>	p,l,2	rs	0,06	0,08	9/15;10/3;18/1	1918
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	p,l,2	rs	0,07	0,06		
<i>Drymophila ferruginea</i>	2	v	0	0		
<i>Drymophila squamata</i>	t,l,2	rs	0,07	0,20	13/6;	
<i>Terenura maculata</i>	p,l,2	rs	0,15	0,13	17/2	
<i>Pyriglena leucoptera</i>	t,l,p	rs	0,13	0,49	2/11;24/4a;	
<i>Myrmeciza squamosa</i>	p,l,2	rs	0,40	0,42	3/9;15/2;18/6	
Formicariidae (4)						
<i>Chamaeza meruloides</i>	l	v	0	0,02		
<i>Chamaeza campanisona</i>	p,l,2	rs	0,48	0,56	6/6;12/14;	
<i>Formicarius colma</i>	p,l,2	rs	1,08	0,37	2/7;	
<i>Grallaria varia</i>	p,l,2	rs	0,37	0,32	16/10	
Conopophagidae (1)						
<i>Conopophaga melanops</i>	p,l,2	rs	0,41	0,24	15/9+15	

Furnariidae (14)

<i>Synallaxis ruficapilla</i>	l,2	rs	0	0,01	
<i>Synallaxis spixi</i>	n	rs	0	0	
<i>Cranioleuca pallida</i>	l	v	0	0,01	
<i>Anabazenops fuscus</i>	l,2	rs	0	0,10	15/8;25/3
<i>Philydor atricapillus</i>	p,l	rs	0,15	0,06	9/11;
<i>Philydor lichtensteini</i>	p,l	rs	0,10	0,06	3/4;14/4;16/6
<i>Philydor rufus</i>	p,l,2	rs	0,12	0,18	1/3;
<i>Automolus leucophthalmus</i>	p,l,2	rs	0,30	0,32	11/8;
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	p,l,2	rs	0,36	0,65	2/8;19/11;
<i>Xenops rutilans</i>	l,2	v	0	0	
<i>Xenops minutus</i>	p,l,2	rs	0,06	0,13	4/16;13/3;14/3
<i>Sclerurus scansor</i>	p,l	rs	0,15	0,02	5/9;9/16;
<i>Sclerurus mexicanus</i>	p,l,2	rs?	0	0,02	
<i>Lochmias nematura</i>	fs,2	rs	0,02	0,01	7/3;11/6;16/4

Dendrocolaptidae (6)

<i>Dendrocincla turdina</i>	p,l,2	rs	0,46	0,31	5/6;11/14;17/5a	1954
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	p,l	rs	0,17	0,03		
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	p,l,2	rs	0,24	0,30	12/1+2;15/13	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	p,l,2	rs	0,23	0,29	11/4;	
<i>Lepidocolaptes squamatus</i>	2	v	0	0		
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	p,l,2	rs	0,39	0,32	5/4;7/5;8/3	

Tyrannidae (41)

<i>Phyllomyias griseicapilla</i>	l,2	rs	0	0	26/5	
<i>Myiopagis caniceps</i>	p,l,2	rs	0,04	0,05	5/14;	
<i>Elaenia flavogaster</i>	n	rs	0	0		
<i>Elaenia obscura</i>	2	v	0	0		
<i>Mionectes rufiventris</i>	p,l	sm	0,08	0	24/2+7;	1900
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	p,l,2	rs	0,08	0,08		1901
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	l,2	rs	0,01	0,04	12/4+7b;19/7a	
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	p,l,2	rs	0,06	0,04	7/11;	
<i>Phylloscartes paulistus</i>	p,l,2	rs	0,10	0,06	3/12;3/14;14/10	1894;1896
<i>Myiornis auricularis</i>	t,l,2	rs	0,05	0,08	3/13;19/10	
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	p	rs	0,07	0	5/2+3;7/10;16/8	1911
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	l,2	rs	0,01	0,01		
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	p,l,2	rs	0,15	0,17	19/14	
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	p,l,2	rs	0,18	0,24	10/2;11/1;15/6b	1897
<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	p	rs	0,10	0	7/2;9/12+13	
<i>Myiobius barbatus</i>	p	rs	0,04	0	11/10;	
<i>Myiophobus fasciatus</i>	n,w	rs	0	0		
<i>Lathrotriccus euleri</i>	p,l	sm	0,14	0,08	12/15;15/6a	
<i>Cnemotriccus [fuscatus] fuscatus *</i>	p,l	sm	0,09	0,01	9/2;10/4;13/2	
<i>Colonia colonus</i>	p,l,2	?	0,01	0,01		
<i>Machetornis rixosus</i>	n	rs	0	0		
<i>Muscipira vetula</i>	2	v	0	0		
<i>Attila rufus</i>	p,l,2	rs	0,12	0,23	23/2b	
<i>Attila phoenicurus</i>	p	sm	0,04	0	24/1	
<i>Syristes sibilator</i>	p,l,2	rs	0,01	0,01		
<i>Myiarchus ferox</i>	2,n	rs	0	0		
<i>Pitangus sulphuratus</i>	2,n	rs	0,04	0,14		
<i>Megarynchus pitangua</i>	2,n	rs	0	0,05		
<i>Myiozetetes similis</i>	2	rs	0,01	0,02		
<i>Conopias trivirgata</i>	t,l,2	rs	0,02	0,03	13/5;	
<i>Myiodynastes maculatus</i>	p,l,n	sm	0,25	0,25	10/12;	
<i>Legatus leucophaeus</i>	l,2	sm	0	0,01	15/4;	
<i>Empidonomus varius</i>	2,n	sm	0	0		
<i>Tyrannus savana</i>	n	v	0	0		
<i>Tyrannus melancholicus</i>	l,2,n	rs	0,01	0,02		

<i>Pachyrhamphus castaneus</i>	l,2	rs	0	0,01	
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	l,2	sm	0	0	24/15;
<i>Pachyrhamphus marginatus</i>	p,l,2	rs	0,10	0,06	4/4;9/10;15/14
<i>Pachyrhamphus validus</i>	l,2	sm	0,02	0,04	8/12;
<i>Tityra cayana</i>	l,2	sm	0	0,01	
<i>Tityra inquisitor</i>	p,l,2	sm	0,02	0,10	25/2

Pipridae (4)

<i>Chiroxiphia caudata</i>	p,l,2	rs	1,06	1,10	6/9;
<i>Ilicura militaris</i>	p,l	rs	0,07	0,10	19/2;
<i>Manacus manacus</i>	2	v?	0	0,01	
<i>Schiffornis virescens</i>	p,l,2	rs	0,06	0,23	

Cotingidae (7)

<i>Oxyruncus cristatus</i>	p,l	rs	0,02	0,01	
<i>Phibalura flavirostris</i>	l	v	0	0	
<i>Carpornis cucullatus</i>	p,l	rs	0,02	0,01	
<i>Carpornis melanocephalus</i>	p,l	rs	0,55	0,17	16/7;
<i>Lipaugus lanioides</i>	p,l,2	rs	0,01	0,12	19/12;
<i>Pyroderus scutatus</i>	p	wm	0,02	0	7/4;
<i>Procnias nudicollis</i>	p,l	rs	1,00	1,09	6/11;10/5+6;

Hirundinidae (3)

<i>Progne chalybea</i>	2,n	sm	0,01	0,01	
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	2,n	rs	0	0	
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	2,n	sm	0,02	0,04	

Corvidae (1)

<i>Cyanocorax caeruleus</i>	l,2	rs	0,01	0,03	8/6b;15/5;
-----------------------------	-----	----	------	------	------------

Troglodytidae (1)

<i>Troglodytes aedon</i>	n	rs	0	0	
--------------------------	---	----	---	---	--

Muscicapidae (7)

<i>Ramphocaenus melanurus</i>	l	v	0	0	
<i>Platycichla flavipes</i>	p,l,2	wm	0,75	0,42	4/17;6/2;8/8
<i>Turdus subalaris</i>	2	v	0	0	16/5b
<i>Turdus rufiventris</i>	2,n	rs	0	0,02	12/11;
<i>Turdus leucomelas</i>	2	v	0	0	
<i>Turdus amaurochalinus</i>	l,2,n	v	0	0,01	
<i>Turdus albicollis</i>	p,l,2	rs	1,62	0,80	6/12;7/1;10/15

Vireonidae (2)

<i>Cyclarhis gujanensis</i>	p,l	rs	0,01	0,01	
<i>Vireo olivaceus</i>	l,2	sm	0,01	0	

Emberizidae (36)

<i>Parula pitiayumi</i>	2	v	0	0	
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	n	rs	0	0	
<i>Basileuterus culicivorus</i>	l,2	rs	0,01	0,20	
<i>Basileuterus rivularis</i>	fs,2	rs	0,05	0,11	
<i>Coereba flaveola</i>	l,2	rs	0,02	0,13	
<i>Orchesticus abeillei</i>	2	v	0	0,01	15/10;
<i>Cissopis leveriana</i>	2	rs	0	0	
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	p,l,2	rs	0,21	0,20	7/8;19/5;
<i>Orthogonys chloricterus</i>	p,l	rs	0,13	0,17	8/6a;
<i>Tachyphonus cristatus</i>	t,l,2	rs	0,01	0	
<i>Tachyphonus coronatus</i>	l,2	rs	0,03	0,09	12/16;
<i>Trichothraupis melanops</i>	p,l	rs	0,04	0,07	
<i>Habia rubica</i>	p,l	rs	0,28	0,37	24/11;
<i>Ramphocelus bresilius</i>	n	rs	0	0	

<i>Thraupis cyanoptera</i>	p,l,2	rs	0,06	0,19	8/7;
<i>Thraupis ornata</i>	2	v	0	0	
<i>Thraupis palmarum</i>	2	rs	0	0,02	2/9;5/13;
<i>Pipraeidea melanonota</i>	2	v	0	0	
<i>Euphonia violacea</i>	p,l,2	rs	0,34	0,32	9/1+3+9;20/2
<i>Euphonia pectoralis</i>	p,l,2	rs	0,45	0,53	3/7;
<i>Tangara seledon</i>	p,l,2	rs	0,29	0,30	
<i>Tangara cyanocephala</i>	p,l,2	rs	0,13	0,13	9/5;
<i>Tangara peruviana</i>	p	v	0	0	
<i>Dacnis cayana</i>	l,2	rs?	0	0,01	
<i>Chlorophanes spiza</i>	p,l	rs	0,13	0,04	3/8;4/2;4/6;16/2
<i>Tersina viridis</i>	2,n	sm	0,01	0,02	
<i>Zonotrichia capensis</i>	n	rs	0	0	9/7
<i>Volatinia jacarina</i>	n	sm	0	0	
<i>Sporophila lineola</i>	n	sm	0	0	13/9;14/8
<i>Sporophila caerulea</i>	n	sm	0	0	
<i>Tiaris fuliginosa</i>	2	v	0	0	
<i>Arremon taciturnus</i>	2	v	0	0	
<i>Pitylus fuliginosus</i>	p,l,2	rs	0,04	0,80	3/2;3/11;
<i>Saltator similis</i>	2,l	rs	0	0,10	
<i>Cacicus haemorrhous</i>	p,l,2	rs	0,20	0,18	
<i>Molothrus bonariensis</i>	n	v?	0	0	

Apêndice 2 . Composição de guildas das comunidades de aves da M1 e M2 e número corrigido de contatos ($IPA \times 100$) obtido com cada uma das 170 espécies registradas nos censos de avifauna em cada tipo de mata no município de Sete Barras - SP. Ver "métodos" para a definição do critério de classificação das espécies nas guildas. Nomenclatura segundo Sick (1997).

1 - Status. Influência do corte seletivo na abundância ou ocorrência das espécie em questão com base no resultado do teste G (ver itens 3 e 4). **n** - neutro (espécie não beneficiada nem prejudicada pelo corte seletivo, i.e. sem diferença significativa de abundância entre M1 e M2); **m1** - Espécie prejudicada pelo corte seletivo (espécie significativamente mais abundante na M1 ou exclusiva deste tipo de mata); **m2** - Espécie beneficiada pelo corte seletivo (espécie com abundância significativamente maior na M2 ou exclusiva deste tipo de mata).

2 - Número de contatos. Número de contatos corrigido por esforço amostral ($IPA \times 100$) obtidos nos levantamentos quantitativos com a espécie em questão. **M1** - Número de contatos com a espécie em questão dividido por 163 (i.e., número de amostras quantitativas de avifauna na mata não-explorada por corte seletivo) multiplicado por 100; **M2** - Número de contatos com a espécie em questão dividido por 142 (número de amostras quantitativas de avifauna na mata explorada por corte seletivo) multiplicado por 100.

3 - Teste G. Resultado do teste estatístico G com correção aplicado ao número de contatos das espécies nas M1 e M2. Todos os testes foram efetuados com 1 grau de liberdade. As frequências esperadas foram calculadas sob a hipótese H_0 de que o número de contatos da mesma espécie não variou entre as matas, i.e. a proporção de contatos de uma mesma espécie entre M1 e M2 segue uma proporção de 1:1. O teste não foi aplicado a espécies sem contatos num tipo de mata ou a espécies com número esperado de contatos corrigido menor que 5. Procedimentos descritos na metodologia.

4 - Probabilidade. Probabilidade da distribuição de contatos de uma mesma espécie obedecer a uma proporção de 1:1 entre M1 e M2, i.e. rejeição de H_0 . Rejeitou-se H_0 quando a probabilidade foi inferior a 5% de acordo com procedimentos descritos na metodologia. Um asterisco denota a rejeição da hipótese H_0 para a espécie em questão. Para espécies com número de contatos esperado corrigido inferiores a 5, as probabilidades exatas foram calculadas pelo teste binomial. Ver procedimentos na metodologia.

5 - ? Significa que a identidade específica da ave em questão não é absolutamente certa, mas a presença de uma espécie do mesmo gênero ou do mesmo grupo de espécies na área é certa.

6 - * Faz-se referência a nível considerado subespecífico por Sick (1997), no caso de subespécies bem diferenciadas em caracteres morfológicos e bioacústicos.

Guilda e espécies	S ¹	N Cont. ²		Teste G ³	Probabilidade ⁴
		M1	M2		
Grandes frugívoros de copa (19)					
<i>Penelope obscura</i>	n	4	5	—	p = 1
<i>Pipile jacutinga</i>	n	1	1	—	—
<i>Columba plumbea</i>	m2	20	41	7,32	p < 0,01*
<i>Pyrrhura frontalis</i>	n	7	7	—	—
<i>Forpus xanthopterygius</i>	n	7	6	0,07	p > 0,75
<i>Brotogeris tirica</i>	n	92	77	1,33	p > 0,10
<i>Touit melanonota</i> ? ⁵	m2	0	1	—	—
<i>Pionopsitta pileata</i>	n	6	3	—	p = 0,51
<i>Pionus maximiliani</i>	m2	22	44	7,42	p < 0,01*
<i>Triclaria malachitacea</i>	m1	22	6	9,54	p < 0,005*
<i>Selenidera maculirostris</i>	n	17	18	0,03	p > 0,75
<i>Baillonius bailloni</i>	m2	0	6	—	—
<i>Ramphastos vitellinus</i>	m1	24	12	4,02	p < 0,05*
<i>Ramphastos dicolorus</i>	n	1	3	—	p = 0,62
<i>Carpornis cucullatus</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Carpornis melanocephalus</i>	m1	55	17	21	p < 0,001*
<i>Lipaugus lanioides</i>	m2	1	12	10,6	p < 0,005*
<i>Pyroderus scutatus</i>	m1	2	0	—	—
<i>Procnias nudicollis</i>	n	100	109	0,39	p > 0,50
Granívoros de solo (8)					
<i>Tinamus solitarius</i>	m1	67	44	4,78	p < 0,05*
<i>Crypturellus obsoletus</i>	n	2	5	—	p = 0,45
<i>Crypturellus noctivagus</i>	m1	76	51	4,93	p < 0,05*
<i>Crypturellus tataupa</i>	m2	0	1	—	—
<i>Odontophorus capueira</i>	n	4	6	0,38	p > 0,50
<i>Leptotila verreauxi</i>	n	1	5	2,69	p = 0,21
<i>Leptotila rufaxilla</i>	m2	0	2	—	—
<i>Geotrygon montana</i>	n	5	4	0,10	p > 0,50
Frugívoros/insetívoros de estratos superiores (18)					
<i>Trogon viridis</i>	n	86	87	0	p > 0,95
<i>Trogon rufus</i>	m2	7	19	5,64	p < 0,025*
<i>Myiodynastes maculatus</i>	n	25	25	—	—
<i>Pachyramphus marginatus</i>	n	10	6	0,98	p > 0,25
<i>Tityra cayana</i>	m2	0	1	—	—
<i>Tityra inquisitor</i>	m2	2	10	5,59	p < 0,025*
<i>Oxyruncus cristatus</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Cyanocorax caeruleus</i>	n	1	3	—	p = 0,62
<i>Platycichla flavipes</i>	m1	75	42	9,39	p < 0,005*
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	n	1	1	—	—
<i>Orchesticus abeillei</i>	m2	0	1	—	—
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	n	21	20	0,02	p > 0,75
<i>Orthogonys chloricterus</i>	n	13	17	0,53	p > 0,25
<i>Euphonia violacea</i>	n	34	32	0,06	p > 0,75
<i>Euphonia pectoralis</i>	n	45	53	0,65	p > 0,25
<i>Tangara seledon</i>	n	29	30	0,02	p > 0,75
<i>Tangara cyanocephala</i>	n	13	13	—	—
<i>Cacicus haemorrhous</i>	n	20	18	0,10	p > 0,50

Frugívoros/insetívoros de subosque (8)

<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	n	45	53	0,65	p > 0,25
<i>Mionectes rufiventris</i>	m1	8	0	—	—
<i>Chiroxiphia caudata</i>	n	106	110	0,07	p > 0,75
<i>Ilicura militaris</i>	n	7	10	0,52	p > 0,25
<i>Schiffornis virescens</i>	m2	6	23	10,4	p < 0,005*
<i>Turdus albicollis</i>	m1	162	80	28,3	p < 0,001*
<i>Trichothraupis melanops</i>	n	4	7	0,79	p > 0,25
<i>Habia rubica</i>	n	28	37	1,24	p > 0,25

Onívoros/insetívoros de borda (26)

<i>Myiopagis caniceps</i>	n	4	5	—	p = 1
<i>Myiornis auricularis</i>	n	5	8	0,67	p > 0,25
<i>Todirostrum poliocephalum</i>	n	1	1	—	—
<i>Colonia colonus</i>	n	1	1	—	—
<i>Attila rufus</i>	n	12	23	3,47	p > 0,05
<i>Syristes sibilator</i>	n	1	1	—	—
<i>Pitangus sulphuratus</i>	m2	4	14	5,72	p < 0,025*
<i>Megarynchus pitangua</i>	m2	0	5	—	—
<i>Myiozetetes similis</i>	n	1	2	—	p = 1
<i>Conopias trivirgata</i>	n	2	3	—	p = 1
<i>Legatus leucophaeus</i>	m2	0	1	—	—
<i>Tyrannus melancholicus</i>	n	1	2	—	p = 1
<i>Pachyramphus castaneus</i>	m2	0	1	—	—
<i>Pachyramphus validus</i>	n	2	4	—	p = 0,69
<i>Manacus manacus</i>	m2	0	1	—	—
<i>Turdus rufiventris</i>	m2	0	2	—	—
<i>Turdus amaurochalinus</i>	m2	0	1	—	—
<i>Vireo olivaceus</i>	m1	1	0	—	—
<i>Basileuterus culicivorus</i>	m2	1	20	20,6	p < 0,001*
<i>Tachyphonus cristatus</i>	m1	1	0	—	—
<i>Tachyphonus coronatus</i>	n	3	9	3,01	p > 0,05
<i>Thraupis cyanopectus</i>	m2	6	19	6,96	p < 0,01*
<i>Thraupis palmarum</i>	m2	0	2	—	—
<i>Tersina viridis</i>	n	1	2	—	p = 1
<i>Pitylus fuliginosus</i>	m2	4	80	83,8	p < 0,001*
<i>Saltator similis</i>	m2	0	10	—	—

Carnívoros diurnos (7)

<i>Accipiter superciliosus</i> ?	m2	0	1	—	—
<i>Rupornis magnirostris</i>	n	2	2	—	—
<i>Leucopternis polionota</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Spizaetus tyrannus</i>	m2	0	1	—	—
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	n	1	2	—	p = 1
<i>Micrastur semitorquatus</i>	n	5	6	0,09	p > 0,75
<i>Micrastur ruficollis</i>	n	7	6	0,07	p > 0,75

Carnívoros noturnos (2)

<i>Pulsatrix koeniswaldiana</i>	m1	1	0	—	—
<i>Strix hylophila</i>	m1	1	0	—	—

Insetívoros de tronco e galho (13)

<i>Picumnus [cirratus] temminckii</i> * ⁶	m2	4	31	23,3	p < 0,001*
<i>Colaptes melanochloros</i>	m2	0	1	—	—
<i>Piculus flavigula</i>	n	1	2	—	p = 1
<i>Celeus flavescens</i>	n	80	106	3,64	p > 0,05
<i>Dryocopus lineatus</i>	m2	0	3	—	—
<i>Melanerpes flavifrons</i>	m1	1	0	—	—
<i>Veniliornis spilogaster</i>	m2	1	8	—	p = 0,04*
<i>Campephilus robustus</i>	m2	0	2	—	—
<i>Philydor lichtensteini</i>	n	10	6	0,98	p > 0,25
<i>Xenops minutus</i>	n	6	13	2,57	p > 0,10
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	m1	17	3	10,5	p < 0,005*
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	n	24	30	0,66	p > 0,25
<i>Lepidocolaptes fuscus</i>	n	39	32	0,69	p > 0,25

Insetívoros terrestres (13)

<i>Amaurolimnas concolor</i>	m1	1	0	—	—
<i>Aramides saracura</i>	n	1	7	—	p = 0,07
<i>Merulaxis ater</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Myrmeciza squamosa</i>	n	40	42	0,05	p > 0,75
<i>Chamaeza meruloides</i>	m2	0	2	—	—
<i>Chamaeza campanisona</i>	n	48	56	0,61	p > 0,25
<i>Formicarius colma</i>	m1	108	37	36,1	p < 0,001*
<i>Grallaria varia</i>	n	37	32	0,36	p > 0,25
<i>Conopophaga melanops</i>	m1	41	24	4,46	p < 0,05*
<i>Sclerurus scansor</i>	m1	15	2	10,9	p < 0,001*
<i>Sclerurus mexicanus</i>	m2	0	2	—	—
<i>Lochmias nematura</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Basileuterus rivularis</i>	n	5	11	2,24	p > 0,10

Insetívoros de subosque (17)

<i>Malacoptila striata</i>	m1	1	0	—	—
<i>Dysithamnus stictothorax</i>	m2	1	31	34,9	p < 0,001*
<i>Dysithamnus mentalis</i>	n	29	18	2,57	p < 0,10
<i>Myrmotherula gularis</i>	n	13	19	1,11	p > 0,25
<i>Myrmotherula minor</i>	m2	0	1	—	—
<i>Myrmotherula unicolor</i>	n	6	8	0,28	p > 0,50
<i>Pyriglena leucoptera</i>	m2	13	49	22	p < 0,001*
<i>Philydor atricapillus</i>	m1	15	6	3,89	p < 0,05*
<i>Automolus leucophthalmus</i>	n	30	32	0,06	p > 0,75
<i>Dendrocincla turdina</i>	n	46	31	2,92	p > 0,05
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	n	23	29	0,69	p > 0,25
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	n	8	8	—	—
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	m1	7	0	—	—
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	n	18	24	0,85	p > 0,25
<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	m1	10	0	—	—
<i>Myiobius barbatulus</i>	m1	4	0	—	—
<i>Lathrotriccus euleri</i>	n	14	8	1,62	p > 0,10

Insetívoros de brenhas e bambu (7)

<i>Psilorhamphus guttatus</i>	m2	0	1	—	—
<i>Scytalopus indigoticus</i>	m2	5	30	19,5	p < 0,001*
<i>Batara cinerea</i>	m2	0	3	—	—
<i>Drymophila squamata</i>	m2	7	20	6,41	p < 0,025*
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	m2	0	1	—	—
<i>Cranioleuca pallida</i>	m2	0	1	—	—
<i>Anabazenops fuscus</i>	m2	0	10	—	—

Insetívoros aéreos (5)

<i>Streptoprocne zonaris</i>	m2	5	16	5,92	p < 0,025*
<i>Chaetura cinereiventris</i>	n	28	31	0,15	p > 0,50
<i>Chaetura andrei</i>	n	1	1	—	—
<i>Progne chalybea</i>	n	1	1	—	—
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	n	2	4	—	p = 0,69

Insetívoros de estratos superiores (13)

<i>Piaya cayana</i>	n	1	3	—	p = 0,62
<i>Notharchus macrorhynchus</i>	n	2	8	3,67	p > 0,05
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	n	31	35	0,24	p > 0,50
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	n	7	6	0,07	p > 0,75
<i>Terenura maculata</i>	n	15	13	0,14	p > 0,50
<i>Philydor rufus</i>	n	12	18	1,19	p > 0,25
<i>Cichlocolaptes leucophrys</i>	m2	36	65	8,40	p < 0,005*
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	n	1	4	—	p = 0,37
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	n	6	4	0,38	p > 0,50
<i>Phylloscartes paulistus</i>	n	10	6	0,98	p > 0,25
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	n	15	17	0,12	p > 0,50
<i>Cnemotriccus [fuscatus] fuscatus *</i>	m1	9	1	7,01	p < 0,01*
<i>Attila phoenicurus</i>	m1	4	0	—	—

Insetívoros noturnos (5)

<i>Otus choliba</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Otus atricapillus</i>	n	3	1	—	p = 0,62
<i>Glaucidium minutissimum</i>	n	7	6	0,07	p > 0,75
<i>Nyctibius griseus</i>	n	2	1	—	p = 1
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	n	15	9	1,48	p > 0,10

Nectarívoros/insetívoros (9)

<i>Ramphodon naevius</i>	n	121	128	0,20	p > 0,50
<i>Phaethornis squalidus</i>	n	5	6	0,09	p > 0,75
<i>Melanotrochilus fuscus</i>	n	5	8	0,67	p > 0,25
<i>Thalurania glaucopis</i>	n	39	36	0,12	p > 0,50
<i>Amazilia [versicolor] brevirostris *</i>	n	1	7	—	p = 0,07
<i>Aphantochroa cirrhochloris</i>	m2	0	1	—	—
<i>Coereba flaveola</i>	m2	2	13	8,72	p < 0,005*
<i>Dacnis cayana</i>	m2	0	1	—	—
<i>Chlorophanes spiza</i>	m1	13	4	4,87	p < 0,05*

Apêndice 3. Número de amostras, riqueza específica, meses, horário de amostragem e coordenadas dos 97 pontos de censos de avifauna das matas não-explorada (M1) e explorada (M2) ordenados por análise de correspondência.

- 1 - Número do ponto.
- 2 - Número de amostras por ponto.
- 3 - Mata onde se localiza o ponto: M1 (mata não-explorada) e M2 (mata explorada por corte seletivo).
- 4 - Número de espécies registrado no ponto
- 5 - Mês ou meses em que foram obtidas amostras dos pontos
- 6 - Horário ou horários em que foram obtidas amostras dos pontos: 1 - Primeiro ponto amostrado do dia (4h50-6h00), 2 - Segundo ponto amostrado do dia (5h20-6h30), 3 - Terceiro ponto amostrado do dia (6h00-7h00), 4 - Quarto ponto amostrado do dia (6h40-7h40) e 5 - Quinto ponto amostrado do dia (7h20-8h30).
- 7 - Coordenada do referido ponto no eixo 1, obtida pela análise de correspondência.
- 8 - Coordenada do referido ponto no eixo 2, obtida pela análise de correspondência.
- 9 - Coordenada do referido ponto no eixo 3, obtida pela análise de correspondência.

Ponto ¹	N ²	Mata ³	S ⁴	Meses ⁵	Horário ⁶	Eixo 1 ⁷	Eixo 2 ⁸	Eixo 3 ⁹
p1	10	M2	84	1,3,7,9,10,11,12	1,4	24	-41	-12
p2	4	M2	52	2,4,8,12	1,4	18	-65	-22
p3	6	M2	69	2,6,7,8,10,11	1,4	34	-21	-4
p4	5	M2	57	1,5,7,9,11	2,3	-23	-18	17
p5	11	M2	74	1,2,3,4,6,8,11,12	2,3	-1	-31	16
p6	5	M2	63	2,7,10,11	2,3	-7	-30	25
p7	6	M2	58	1,5,7,9,11,12	2,3	-14	-16	20
p8	11	M2	68	1,2,3,4,6,7,8,10,11,12	1,2,3,4	-11	-9	24
p9	4	M2	59	2,7,10,11	2,4	-15	-20	40
p10	6	M2	55	1,5,7,9,11,12	1,4	15	-13	42
p11	12	M2	75	2,3,6,7,8,10,11,12	1,4	11	1	23
p12	6	M2	71	1,2,3,4,8,10	1,4	42	-19	17
p13	4	M2	61	7,10,11,12	1,4	52	-4	17
p14	4	M2	54	1,3,10,11	1,2,4,5	-1	-39	52
p15	3	M2	40	2,4,8	3,4	-18	-41	62
p16	4	M2	62	7,10,11,12	2,3,4	-9	-27	47
p17	5	M2	55	1,2,3,10,11	3,4	-20	-32	65
p18	2	M2	18	4,8	2,3,4	-27	-12	26
p19	4	M2	58	7,10,11,12	2,3,4	-13	-32	29
p20	6	M2	58	1,2,3,8,10,11	2,4	-5	-44	24
p21	1	M2	25	4	2	3	-68	-14
p22	4	M2	59	7,10,11,12	1,2,4	13	-66	-17
p23	6	M2	90	1,2,3,8,10,11	1,5	78	-82	-59
p24	5	M2	82	4,7,10,11,12	1,5	73	-62	-53
p25	5	M1	43	2,6,7,11,12	1,5	67	59	-5
p26	2	M1	46	8,10	2,4	-6	1	4
p27	1	M1	15	2	5	-32	18	-4
p28	1	M1	14	4	4	-53	27	16
p29	1	M1	17	7	1	-35	23	17
p30	2	M1	29	8,10	1,5	82	49	-4
p31	5	M1	53	2,4,6,7,11	2,3,4	-31	14	5
p32	1	M1	13	4	4	-49	21	14
p33	2	M1	46	1,8	2,4	-6	1	4
p34	1	M1	13	2	4	-21	-9	-12
p35	4	M1	47	2,6,11,12	1,5	4	-1	-71
p36	1	M1	3	4	5	-37	74	-43
p37	1	M1	6	2	5	505	436	304
p38	5	M1	50	2,6,7,11,12	1,2,4,5	-32	24	-46
p39	2	M1	42	8,10	1,5	-28	24	-77
p40	1	M1	19	2	2	-29	20	-12
p41	5	M1	60	2,6,7,11,12	2,3,4	-25	17	-11
p42	2	M1	41	8,10	2,4	-28	18	10
p43	1	M1	10	5	4	-52	37	2
p44	2	M1	28	8,10	3	-12	2	3
p45	1	M1	12	5	3	-62	10	3
p46	1	M1	17	2	3	-56	24	-3
p47	1	M1	8	3	5	-43	-4	32
p48	2	M1	25	2,6	1,5	-23	48	-33
p49	5	M1	52	2,4,8,9	1,5	-3	38	-29

p50	2	M1	33	7,11	1,5	43	60	-45
p51	2	M1	26	1,3	1,5	-38	9	-39
p52	2	M1	23	2,7	2,4	-57	38	-18
p53	4	M1	39	2,4,8,9	2,4	-46	23	-22
p54	2	M1	30	4,11	2,4	-14	15	3
p55	3	M1	34	1,3,7	3	-36	21	-11
p56	2	M1	28	2,6	3	-54	24	3
p57	4	M1	35	2,4,8,9	3	-47	28	-10
p58	2	M1	38	4,11	3	-39	22	-13
p59	3	M1	41	1,3,7	2,4	-28	18	-5
p60	2	M1	23	2,6	2,4	-43	41	-8
p61	4	M1	35	2,4,8,9	2,4	-31	24	11
p62	2	M1	28	4,11	2,4	-28	9	9
p63	3	M1	40	1,3,7	1,2,5	47	48	-4
p64	2	M1	20	2,6	1,5	20	39	23
p65	4	M1	43	2,4,8,9	1,5	16	43	23
p66	2	M1	36	4,11	1,5	30	33	-2
p67	1	M1	22	7	1	-40	4	34
p68	2	M1	17	1,10	5	33	46	-7
p69	4	M1	50	3,7,8,10	1,5	15	39	-13
p70	2	M1	53	5,6	2,4	-43	19	-14
p71	3	M1	37	1,10,12	2,4	-21	29	-24
p72	4	M1	51	3,7,8,10	2,4	-29	22	2
p73	2	M1	27	5,7	3	-37	28	7
p74	3	M1	45	1,10,12	3	-25	32	-17
p75	4	M1	48	3,7,8,10	3	-33	26	21
p76	2	M1	15	5,6	2,4	-36	5	13
p77	3	M1	32	1,10,12	2,4	48	42	2
p78	4	M1	44	3,7,8,10	1,2,4	-25	17	20
p79	2	M1	26	5,7	1,5	50	47	9
p80	3	M1	47	1,10,12	1,5	26	30	4
p81	4	M1	38	3,7,8,10	1,5	41	36	21
p82	1	M1	30	10	1	25	25	-48
p83	1	M1	24	11	1	-41	25	-86
p84	1	M1	18	1	5	-56	1	-158
p85	2	M1	44	10,11	1,2	25	40	-51
p86	1	M1	17	11	3	-23	52	-103
p87	1	M1	19	1	3	-39	13	-63
p88	2	M1	40	10,12	2,3	-10	24	-43
p89	1	M1	16	11	3	7	31	-40
p90	1	M1	21	1	3	-50	39	-17
p91	2	M1	37	10,12	3	-24	12	-22
p92	1	M1	31	11	2	-6	23	-38
p93	1	M1	27	1	2	2	5	-1
p94	2	M1	31	10,12	2,4	-28	-11	16
p95	1	M1	14	11	1	114	72	-33
p96	1	M1	12	1	5	194	98	-33
p97	1	M1	19	1	1	-14	20	24