



Universidade Federal do Pará



Museu Paraense Emílio Goeldi

Aves da Floresta Nacional do Tapajós: Composição, Distribuição Ecológica  
e Efeitos da Exploração Madeireira de Baixo Impacto

Luiza Magalli Pinto Henriques

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia do Convênio Museu Paraense Emílio Goeldi / Universidade Federal do Pará como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Ciências.

Orientador: Dr. David Conway Oren

Belém – PA

2005

Luiza Magalli Pinto Henriques

Aves da Floresta Nacional do Tapajós: Composição, Distribuição Ecológica  
e Efeitos da Exploração Madeireira de Baixo Impacto

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia do Convênio Museu Paraense Emílio Goeldi / Universidade Federal do Pará como parte dos requisitos para obtenção do grau de Doutor em Ciências.

Orientador: Dr. David Conway Oren

Belém – PA

2005

Henriques, Luiza Magalli Pinto

Aves da Floresta Nacional do Tapajós: composição, distribuição ecológica e efeitos da exploração madeireira de baixo impacto / Luiza Magalli Pinto Henriques – Belém: MPEG/UFPa, 2005.

xiv+243 pp.

Tese de Doutorado

1. Aves – Ecologia 2. Ecologia de Comunidades – Aves 3. Floresta Tropical – Exploração Madeireira 4. Exploração Madeireira – Floresta Tropical

CDD

Sinopse:

Uma comunidade de aves de sub-bosque foi estudada em floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós. Como resultado, a avifauna é caracterizada do ponto de vista ecológico e é apresentada a lista taxonômica das espécies registradas com dados sobre hábitat, microhábitat, abundância, sociabilidade intraespecífica e interespecífica e a dieta de cada espécie. Também foi investigado: 1) a contribuição das clareiras naturais para a diversidade de aves de sub-bosque; 2) o efeito da exploração madeireira de baixo impacto sobre a comunidade de aves de sub-bosque com amostragens antes e depois da exploração; 3) e o efeito da exploração madeireira de baixo impacto em clareira e em sub-bosque. As análises são baseadas em dados quantitativos obtidos com o uso de redes de captura ao longo de cinco anos e desenvolvidas no nível das espécies e de guildas.

Palavras-chave: Comunidade de aves neotropicais; Floresta de terra firme; Exploração madeireira; Clareiras naturais; Amazônia; Floresta Nacional do Tapajós; Brasil.

## AGRADECIMENTOS

Diversas pessoas e instituições colaboraram para a realização deste trabalho, e a elas agradeço:

Ao **Dr. David Oren** pela orientação e ajuda na captação dos recursos necessários e principalmente pela amizade e confiança nesses mais de 10 anos que trabalhamos juntos. Dr. David, além das qualidades acadêmicas, possui todas as características que um orientador precisa ter: paciência, companheirismo, espírito crítico e ética.

Ao **Dr. Fernando da Costa Novaes** *in memoriam* e ao **Dr. José Maria Cardoso da Silva**. Juntamente com o Dr. David Oren, ambos apoiaram os meus estudos no Museu Goeldi e foram modelos para a minha atuação profissional. Dr. José Maria sugeriu o tema e apoiou a fase inicial da elaboração do projeto de tese.

Ao **Dr. Joseph Wunderle** e ao **Dr. Mike Willig** pela co-orientação. Dr. Joseph Wunderle ajudou no trabalho de campo, na elaboração do desenho experimental, na análise dos dados e garantiu parte dos recursos necessários através do USDA Forest Service. Dr. Mike Willig sugeriu mudanças no desenho experimental que melhorou significativamente o estudo. Ele também me recebeu em seu laboratório na Texas Tech University e gentilmente me hospedou em sua casa em Lubock, Texas, quando da análise estatística de parte dos dados apresentados aqui.

Aos colegas **Luiz Nélio Palheta**, **Curtis Marantz** e **Sidnei Dantas** pela ajuda e companheirismo no trabalho de campo e por permitirem o uso de dados decorrentes das suas observações pessoais. Eu também sou grata aos assistentes de campo **Gilson de Jesus Oliveira**, **Rosimar Pantoja Oliveira** e **Laércio Damasceno Cabral**, moradores do entorno da Floresta Nacional do Tapajós, e do técnico taxidermista

**Dionísio Corrêa Pimentel Neto**. O trabalho de campo ficou muito mais fácil com a ajuda e o companheirismo desses colegas que ajudaram com as redes e com a preparação dos espécimes que formam a coleção de referência da FLONA Tapajós.

Aos colegas da ornitologia **Renata Valente**, **Fátima Lima**, **Luiza Videira**, **Alexandre Aleixo**, **Fabiola Poletto**, **Marcos Pérsio** e **Sérgio Borges** e da **Pós-Graduação em Zoologia** pela amizade e companheirismo.

À **Dra Ima Vieira** e ao **Dr. Peter Toledo** pelo apoio concedido na finalização deste trabalho.

Cooperação e valioso apoio logístico no campo foram concedidos pelo **Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis** (IBAMA) e pelo **Projeto Large-Scale Biosphere Atmosphere Ecology Project** (LBA). Eu também sou grata ao IBAMA por permitir a coleta de espécimes e o desenvolvimento do trabalho na FLONA Tapajós. Fundos para este estudo foram concedidos pelo **Museu Paraense Emílio Goeldi** (MPEG), **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico** (CNPq), **Fundo Estadual de Ciência Tecnologia do Estado do Pará** (FUNTEC), **Fundação O Boticário** (FBPN) e **USDA Forest Service**.

Enfim, agradeço ao **Pedro Augusto** por compreender e apoiar mais do ninguém os sonhos da mãe dele. Pedro tem um espírito *SUAVITER IN MODO. FORTITER IN RE.*

Com ele, eu tenho aprendido tanto quanto ensinado...

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL .....	1
CAPÍTULO I.....	5
Aves da Floresta Nacional do Tapajós .....	5
INTRODUÇÃO .....	7
ÁREA DE ESTUDO.....	8
MÉTODOS.....	12
RESULTADOS.....	18
DISCUSSÃO .....	28
 CAPÍTULO II.....	 38
Distribuição de aves em clareiras naturais e sub-bosque de floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil.....	38
INTRODUÇÃO .....	41
ÁREA DE ESTUDO.....	43
MÉTODOS.....	44
RESULTADOS.....	51
DISCUSSÃO .....	70
 CAPÍTULO III .....	 82
Efeitos da Exploração Madeireira de Baixo Impacto sobre uma Comunidade de Aves de Sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós.....	82
INTRODUÇÃO .....	85
ÁREA DE ESTUDO.....	90
MÉTODOS.....	93
RESULTADOS.....	97
DISCUSSÃO .....	122
 CAPÍTULO IV.....	 134
A Comunidade de Aves em Clareiras e Sub-bosque após a Exploração Madeireira de Baixo Impacto: o caso da Floresta Nacional do Tapajós.....	134

INTRODUÇÃO .....	137
ÁREA DE ESTUDO.....	140
MÉTODOS.....	142
RESULTADOS.....	147
DISCUSSÃO .....	176
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	191
<b>APÊNDICE 1.</b> Lista Taxonômica das Aves da Floresta Nacional do Tapajós. A ordem taxonômica das famílias não-Passeriformes segue Sick (1997). Para os Passeriformes, a sequência das famílias e espécies segue Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997).....	206
<b>APÊNDICE 2.</b> Espécies de aves capturadas em clareira e em floresta em floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil e sua classificação em guildas. Os sítios em clareira aberta pela queda natural de árvores e seus correspondentes sítios em floresta não perturbada estavam localizavam-se na Quadra Testemunha (Parcelas C-2 e C-3) enquanto os sítios em clareira aberta pela exploração madeireira e seus correspondentes sítios em floresta perturbada localizavam-se na Quadra 4 (Parcelas B-2 e B-18). A ordem taxonômica das famílias não-Passeriformes segue Sick (1997). Para os Passeriformes, a sequência das famílias e espécies segue Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997). .....	226
<b>APÊNDICE 3.</b> Espécies de aves capturadas na Quadra Testemunha (Parcelas C-1 e C-3) e na Quadra 4 (Parcelas B-2 e B-18) e suas razões de captura antes e depois da exploração madeireira de baixo impacto na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil e sua classificação em guildas. A ordem taxonômica das famílias não-Passeriformes segue Sick (1997). Para os Passeriformes, a sequência das famílias e espécies segue Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997).....	235

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

FIGURA I - 1. Mapa de localização da FLONA Tapajós, Brasil (adaptado de Parrota <i>et al.</i> 1995).....	9
FIGURA I - 2. Riqueza de espécies, em relação ao número acumulativo de indivíduos, estimada através do método jackknife, com reposição, para amostras em redes de captura no sub-bosque de floresta de terra firme nas parcelas C-1 e C-3 da Quadra Testemunha na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza observada de espécies em relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura nas parcelas C-1 e C-3 da Quadra Testemunha. Barras representam o desvio de 1 erro padrão. ....	20
FIGURA I - 3. Distribuição ordenada das abundâncias de 1.612 indivíduos de 114 espécies capturados no sub-bosque da floresta de terra firme nas parcelas C-1 e C-3 da Quadra Testemunha na FLONA Tapajós, Brasil. ....	22

### CAPÍTULO II

FIGURA II - 1. Perfil da altura da folhagem para 32 sítios em clareira natural e 32 em floresta com copa contínua em floresta de terra firme na FLONA Tapajós. Média e erro padrão são apresentados para cada classe de altura. ....	52
FIGURA II - 2. Média e erro padrão para capturas em 1000 horas-rede em clareira e em floresta na FLONA Tapajós como resultado de 8 sessões de captura. Zero se refere à primeira sessão de captura. ....	54
FIGURA II - 3. Riqueza de espécies em relação ao número acumulativo de indivíduos amostrados estimado através do método jackknife, com reposição, para amostras em sítios de clareira e sítios de floresta em floresta de terra firme nas parcelas C-2 e C-3 da Quadra Testemunha na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza de espécies observada em relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura em sítios de clareira e sítios de floresta. Barras representam 1 erro padrão....	56
FIGURA II - 4. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em clareira e em floresta na FLONA Tapajós para as guildas de insetívoros solitários, seguidores de formigas, insetívoros seguidores de bandos mistos, insetívoros-	

frugívoros solitários, insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos, frugívoros solitários, frugívoros-insetívoros solitários e para as espécies *Tachyphonus surinamus* e *Myrmotherula metriesii*, como resultado de 8 sessões de captura. .... 63

### CAPÍTULO III

FIGURA III - 1. Riqueza de espécies, em relação ao número acumulativo de indivíduos amostrados, estimada através do método jackknife, com reposição, para amostras em floresta em área controle (A - parcelas C1 e C3 da Quadra Testemunha) e em área manejada (B – parcelas B2 e B18 da Quadra 4) na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza de espécies observada, em relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura, nos mesmos sítios. Barras representam 1 erro padrão. .... 99

FIGURA III - 2. Estimativas de *bootstrap* para riqueza de espécies, índice de uniformidade, índice de diversidade de Shannon, índice de dominância de Simpson e raridade, baseado sobre amostras em redes de captura em floresta controle e floresta manejada na FLONA Tapajós, Brasil. .... 100

FIGURA III - 3. Análise de correspondência (DCA – *Detrended Correspondence Analysis*) de amostras de aves de sub-bosque em parcelas em floresta controle (triângulos preenchidos) e em floresta manejada (triângulos vazados) ao longo de 5 anos de amostragem na FLONA Tapajós, Brasil. Zero representa o período de pré-exploração. .... 101

FIGURA III - 4. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para todas as capturas, todas as capturas de insetívoros e para as guildas dos seguidores de formigas, insetívoros seguidores de bandos mistos, insetívoros arborícolas solitários e insetívoros arborícolas terrícolas, como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração. .... 110

FIGURA III - 5. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para as espécies *Dendrocincla merula*, *Dendrocolaptes picumnus*, *Automolus infuscatus*, *Deconychura stictolaema*, *Myrmotherula menetriesii*, *Thamnophilus aethiops*, *Xiphorhynchus spixii*, *Corythopis*

<i>torquata</i> e <i>Conopophaga aurita</i> como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração. ....	115
FIGURA III - 6. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para as espécies <i>Sclerurus caudacutus</i> , <i>Sclerurus mexicanus</i> , <i>Sclerurus rufularis</i> , <i>Formicarius analis</i> , <i>Hylophylax naevia</i> <i>Malacoptila rufa</i> , <i>Myrmeciza hemimelaena</i> , <i>Myrmoborus myotherinus</i> e <i>Platyrinchus coronatus</i> , como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração. ....	116
FIGURA III - 7. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para todos os insetívoros/frugívoros, frugívoros/insetívoros e para as espécies <i>Mionectes macconnelli</i> , <i>Arremon taciturnus</i> , <i>Schiffornis turdinus</i> e <i>Turdus albicollis</i> como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração. ....	119
FIGURA III - 8. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para todos os frugívoros, frugívoros arborícolas, frugívoros terrícolas, nectarívoros e para as espécies <i>Pipra iris</i> e <i>Thalurania furcata</i> como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração. ....	121

#### CAPÍTULO IV

FIGURA IV - 1. Perfil da altura da folhagem para 32 sítios em clareira natural em floresta controle e 24 sítios em clareira aberta pela exploração madeireira em floresta manejada (A) e 32 sítios em sub-bosque de floresta controle e 24 sítios em sub-bosque de floresta manejada na floresta de terra firme da FLONA Tapajós, Brasil. Média e erro padrão são apresentados para cada classe de altura. ....	148
FIGURA IV - 2. Riqueza de espécies, em relação ao número acumulativo de indivíduos amostrados, estimada através do método jackknife, com reposição, para amostras em sítios de clareira e sítios em sub-bosque floresta controle (A - parcelas C-2 e C-3 da Quadra Testemunha) e em floresta manejada (B – parcelas B-2 e B-18 da Quadra 4) na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza de espécies observada, em	

relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura, nos mesmos sítios. Barras representam 1 erro padrão. ....	152
FIGURA IV - 3. Estimativas de <i>bootstrap</i> para riqueza de espécies, índice de uniformidade de Camargo, índice de diversidade de Shannon, índice de dominância de Berger-Parker e raridade, baseado sobre amostras em redes de captura em clareira e floresta em área controle e manejada da FLONA Tapajós, Brasil.....	153
FIGURA IV - 4. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em clareira e em floresta em área controle e manejada na FLONA Tapajós para total das capturas e para as guildas de insetívoros, frugívoros e nectarívoros, como resultado de 8 sessões de captura. ....	160
FIGURA IV - 5. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede de 9 espécies em área controle e área manejada na FLONA Tapajós como resultado de 8 sessões de captura. ....	161
FIGURA IV - 6. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede de 3 espécies em clareira natural e sub-bosque da área controle e clareira aberta pela exploração madeireira e sub-bosque da área manejada na FLONA Tapajós, como resultado de 8 sessões de captura.....	168
FIGURA IV - 7. Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede da guilda de insetívoros membros de bandos mistos em clareira natural e sub-bosque da área controle e clareira aberta pela exploração madeireira e sub-bosque da área manejada na FLONA Tapajós, como resultado de 8 sessões de captura.....	170

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

TABELA I - 1. Número de indivíduos (com ordem de abundância) para as 21 espécies mais freqüentemente capturadas em uma amostra de 933 indivíduos em C-1, 679 indivíduos em C-3 e 1612 indivíduos na amostra combinada da floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil.....	24
TABELA I - 2. Importância relativa da guilda alimentar nas parcelas C-1 e C-3 combinadas em floresta terra firme, FLONA Tapajós, Brasil.....	27

### CAPÍTULO II

TABELA II - 1. Espécies de aves capturadas mais frequentemente em clareira ou em floresta em floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil e sua classificação em guilda alimentar. Os teste estatísticos e os valores de probabilidade são referentes a teste qui-quadrado e ANOVA. ....	58
TABELA II - 2. Associação de habitats com espécies de aves classificadas por suas afinidades por clareira ou por floresta em uma floresta de terra firme da FLONA Tapajós, Brasil. O somatório das percentagens ultrapassa 100 devido uma espécie poder ser freqüentemente observada em mais de um tipo habitat. A classificação dos habitats usados por uma dada espécie segue Henriques <i>et al.</i> (2003) e o Capítulo I...	60
TABELA II - 3. Estimativas de <i>bootstrap</i> para riqueza de espécies, índice de uniformidade de Camargo, índice de diversidade de Shannon, índice de dominância de Berger-Parker e raridade, baseado sobre amostras em redes de captura em clareira e floresta em floresta de terra firme da FLONA Tapajós, Brasil. ....	66
TABELA II - 4. Espécies que mostraram uma mudança significativa na razão de captura ao logo de oito sessões de captura em clareira e em floresta em floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil. Correlação de Spearman entre a razão de captura e o tempo são mostradas separadamente para clareira e floresta. Valores de P são referentes a um significativo efeito de tempo ou significativo efeito da interação entre tempo e habitat ( <i>Myrmotherula menetriesii</i> , <i>Tachyphonus surinamus</i> ) .....	69
TABELA II - 5. Sumário de estudos com clareiras através de redes de captura em floresta tropical incluindo este estudo (FLONA Tapajós) e outros estudos desenvolvidos	

no Panamá (Limbo Hunt Club; Schemske & Brokaw 1981), Costa Rica (La Selva; Levey 1988a) e Porto Rico (El Verde; Wunderle <i>et al.</i> 1987).....	71
---	----

### CAPÍTULO III

TABELA III - 1. Dados Comparativos entre a Exploração Convencional e o Manejo Florestal de Baixo Impacto (de acordo com Barreto <i>et al.</i> 1998, considerando uma exploração de 40 m <sup>3</sup> /ha).....	92
--	----

TABELA III - 2. Número de indivíduos (com ordem de abundância) para as 33 espécies mais freqüentemente capturadas em uma amostra de 128 indivíduos em B18, 181 indivíduos em B2, 242 indivíduos em C1, 180 em C3 e 1048 indivíduos na amostra combinada em uma floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil, antes da exploração madeireira. ....	105
---	-----

TABELA III - 3. Número de indivíduos (com ordem de abundância) para as 38 espécies mais freqüentemente capturadas em uma amostra de 128 indivíduos em B18, 181 indivíduos em B2, 242 indivíduos em C1 e 180 e 1048 indivíduos na amostra combinada em uma floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil, após exploração madeireira.....	108
---	-----

TABELA III - 4. Número de capturas das espécies que exibiram uma marcada diferença na razão de captura observada em área manejada e controle na FLONA Tapajós, Brasil. Os efeitos do manejo foram acessados através de ANOVA, sendo M = manejo (controle vs. manejada) e T = tempo (5 anos entre setembro de 1997 e dezembro de 2001). ....	109
---	-----

### CAPÍTULO IV

TABELA IV - 1. Média e erro padrão da abertura de copa em clareira e sub-bosque de floresta controle e floresta manejada em Junho de 2000 e Junho de 2001 na Floresta Nacional de Tapajós, Brasil. A floresta manejada foi explorada com uma intensidade de 18 m <sup>3</sup> /ha em Dezembro de 1997.....	149
--	-----

TABELA IV - 2. Razão de captura média de espécies que exibiram uma resposta significativa ao manejo florestal na FLONA Tapajós, Brasil. Os efeitos do manejo foram acessados através de ANOVA, com manejo e fisionomia sendo os fatores e o tempo as	
--	--

repetições. M = manejo (controle vs. manejada), F = fisionomia (clareira vs. sub-bosque); T = tempo (8 sessões de captura entre Agosto de 1999 e Junho de 2001). Todos os valores de <i>P</i> indicam interações positivas. O estudo iniciou 20 meses após uma exploração de baixo impacto, cuja intensidade foi de 18 m <sup>3</sup> /ha. ....	157
TABELA IV - 3. Razão de captura média em 1000 horas-rede para as guildas que exibiram uma resposta significativa ao manejo florestal na FLONA Tapajós, Brasil. Os efeitos do manejo foram acessados através de ANOVA, com manejo e fisionomia sendo os fatores e o tempo as repetições. M = manejo (controle vs. manejada), F = fisionomia (clareira vs. sub-bosque); T = tempo (8 sessões de captura entre Agosto de 1999 e Junho de 2001). Os valores de <i>P</i> em negrito indicam interações positivas. O estudo iniciou 20 meses após uma exploração de baixo impacto, cuja intensidade foi de 18 m <sup>3</sup> /ha. ....	162
TABELA IV - 4. Guildas e espécies que mostraram uma mudança significativa na razão de captura ao longo de oito sessões de captura em floresta controle e floresta manejada na FLONA Tapajós, Brasil. Correlação de Spearman entre a razão de captura e o tempo são mostradas separadamente para floresta controle e floresta manejada. Valores de <i>P</i> são referentes a um significativo efeito de tempo ou significativo efeito da interação entre tempo e manejo mostrados na Tabela 2 (espécies) e Tabela 3 (guildas). ....	169
TABELA IV - 5. Associação de habitats de espécies de aves classificadas por suas afinidades por clareira ou por sub-bosque em floresta controle e floresta manejada na FLONA Tapajós, Brasil. O somatório das percentagens ultrapassa 100 devido uma espécie poder ser freqüentemente observada em mais de um tipo habitat. A classificação dos habitats usados por uma dada espécie segue Henriques <i>et al.</i> (2003) e o Capítulo I. O termo “espécie de clareira” designa as espécies com maior número de capturas em clareira do que em floresta dentro de um mesmo tipo de floresta e “espécie de floresta” designa as espécies com maior número de capturas em sub-bosque do que em clareira dentro de um mesmo tipo de floresta. As “espécies raras” compreendem aquelas espécies cuja abundância é inferior ao inverso da riqueza de espécies (Camargo 1993, Gaston 1994). ....	175

## INTRODUÇÃO GERAL

Um dos usos mais tradicionais da floresta tropical é a extração de madeira. Na Amazônia a exploração madeireira tem sido realizada principalmente em floresta de várzea, porém o sistema rodoviário implantado na região permitiu a expansão dessa exploração às regiões interfluviais provocando um acentuado incremento dessa atividade nas últimas décadas (Uhl & Vieira 1989). Com o esgotamento de recursos madeireiros de outras partes do mundo, a atenção do comércio internacional de madeira tende a se voltar ainda mais para a floresta amazônica, o que aumenta os riscos de uma exploração desordenada com fins exclusivamente econômicos. Nos últimos anos, a exploração madeireira tem expandido dramaticamente na Amazônia (Laurance 1998) e atualmente a extração anual é de aproximadamente sete milhões de árvores com valor de 2.5 bilhões de dólares (Lentini *et al.* 2003). A intensidade das práticas de exploração madeireira varia grandemente e estima-se que cerca de 80% de toda a madeira explorada é desenvolvida de maneira ilegal e é executada sem qualquer tipo de manejo florestal (Laurance 1998). A esperada perda e degradação destas florestas tropicais terão um efeito substancial sobre a biodiversidade, a qual permanece inadequadamente protegida no atual sistema de unidades de conservação existente.

Por outro lado, manejo florestal de produtos madeireiros pode representar uma das poucas atividades economicamente viáveis que poderiam manter biodiversidade sobre áreas extensas (Frumhoff 1995, Chazdon 1998). A recente designação de 500.000 km<sup>2</sup> de florestas nacionais indica que métodos que minimizam impactos serão rapidamente implementados ao longo da Amazônia (Veríssimo *et al.* 2002a, 2002b). Nesses sistemas, as clareiras abertas na exploração madeireira simulariam os

diâmetros típicos de clareiras naturais pela queda de árvores, as quais são os principais sítios de regeneração natural das florestas tropicais (Hartshorn 1989). As vantagens que uma floresta sob manejo sustentado possui não se limitam à diminuição da degradação florestal. Com o melhor planejamento da atividade há diminuição dos ciclos de extração para 30 a 40 anos, ao contrário das áreas de manejo tradicional cujos ciclos são de 70 a 100 anos.

Apesar da vantagem econômica e da indicação da potencialidade de manter biodiversidade, poucos são os estudos que avaliaram os impactos do manejo florestal sobre a fauna. A maior parte dos estudos sobre exploração madeireira foram desenvolvidos na floresta dipterocárpica do sudeste asiático (para uma revisão ver Whitmore & Sayer 1992). Para a região Amazônica somente Johns (1991), para a Amazônia Ocidental, Thiollay (1992), para a Guiana Francesa, Mason (1996), para a Venezuela e Guilherme & Cintra (2001), para a Amazônia Central, Woltmann 2003, para a Bolívia, se dedicaram ao assunto utilizando aves como grupo taxonômico de referência. Portanto, é necessário, antes que este sistema seja implantado em larga escala na Amazônia Brasileira, avaliar seu potencial de sustentabilidade em longo prazo, seus efeitos sobre a vida animal e determinar o grau de degradação florestal para conservação.

A Floresta Nacional do Tapajós, compreendida entre o rio Tapajós e a rodovia Santarém-Cuiabá e com 560.000 ha, possui uma área de 5.000 ha onde foi implantado um programa de extração seletiva de madeira em escala industrial coordenado pelo IBAMA (Barros & Jardim 1996). Este projeto carece, entretanto, das informações básicas sobre as espécies animais que se encontram na floresta: Quais são? Quais os

seus requerimentos ecológicos? E como respondem as aberturas feitas na floresta, sejam elas naturais ou provocadas pelo manejo?

Estas informações são imprescindíveis para que se possam prever como as espécies responderão à retirada seletiva de madeira e as perturbações provenientes das técnicas de silvicultura empregadas. Uma vez que estas informações estejam disponíveis, estratégias podem ser elaboradas para garantir que as espécies mais vulneráveis da fauna silvestre não sejam ameaçadas pela retirada de madeira ou outras práticas de silvicultura. Com a finalidade de preencher essa lacuna, este estudo procura responder as seguintes questões: no Capítulo I, quais espécies de aves ocorrem na Floresta Nacional do Tapajós? Como resultado, a avifauna da FLONA Tapajós é caracterizada do ponto de vista ecológico e é apresentada a lista taxonômica das espécies registradas com dados sobre hábitat, microhábitat, abundância, sociabilidade intraespecífica e interespecífica e a dieta de cada espécie. No Capítulo II, pergunta-se sobre a contribuição das clareiras naturais para a diversidade de aves da FLONA em uma análise comparativa com a avifauna de sub-bosque de outros sítios de estudo na região Neotropical. Esta análise é baseada em dados quantitativos obtidos com o uso de redes de captura. No Capítulo III, pergunta-se qual o efeito da exploração madeireira de baixo impacto sobre a comunidade de aves de sub-bosque e como a abundância das espécies e a abundância e a composição das guildas muda durante a sucessão após a exploração em comparação com sítios controle próximos. Finalmente, no Capítulo IV, pergunta-se se as clareiras abertas pela exploração madeireira mimetizam clareiras abertas pela queda natural de árvores, além de novamente avaliar os efeitos do processo de sucessão e os impactos da retirada seletiva de baixo impacto sobre a comunidade de aves de sub-bosque.

Aves constituem uma alta proporção da diversidade de vertebrados na floresta Amazônica e são altamente conspicuas sendo facilmente amostradas por uma variedade de métodos. Possuem potencial para servirem como indicadores de degradação florestal por responderem as mudanças de hábitat em diferentes escalas (e.g., Wiens 1989). Por exemplo, algumas aves de sub-bosque são altamente sensíveis às aberturas no dossel florestal e evitam clareiras e são vulneráveis ao isolamento em fragmentos florestais circundados por pastagens (Karr 1982, Bierregaard & Lovejoy 1989). A organização da sua comunidade se correlaciona com a estrutura da vegetação (MacArthur *et al.* 1966). Apresentam suscetibilidade às modificações ambientais na estrutura florestal, tais como aberturas no dossel, fragmentação e bordas de mata (Schemske & Brokaw 1981, Bierregaard & Lovejoy 1989, Levey 1988a, Stouffer & Bierregaard 1995a, 1995b).

Além da sua abundância e diversidade e papel como indicador de perturbação em florestas tropicais, as aves possuem um valioso papel ecológico como predadores, polinizadores e dispersores de sementes. Esta última função é particularmente importante em florestas tropicais onde cerca de 90% das espécies de árvores tem sementes dispersadas por animais (Frankie *et al.* 1974) e onde dispersão animal pode ter uma contribuição decisiva para a regeneração de clareiras abertas pela exploração madeireira (Gorchov *et al.* 1993).

## CAPÍTULO I

### Aves da Floresta Nacional do Tapajós

*Abstract – Birds of the Tapajós National Forest.* This study describes the avifauna of the Tapajós National Forest, a federally administered conservation unit situated on the east bank of the Tapajós River where controlled resource exploitation and forestry are allowed. A nearly complete species list for terra firme forest with incomplete list of species from less comprehensively surveyed habitats is presented. The core avifauna of terra firme forest is documented and the avifauna of terra firme forest understory is characterized by net samples. The national forest list obtained over a 9-year period includes 342 species, of which 59% were documented with at least a specimen, photo or tape. Of this total, 274 species constitute the core avifauna of terra firme forest, a species richness comparable to totals from other Amazonian terra firme sites. Netting results from terra firme forest indicate a total understory species richness of 109 – 149 species based on jackknife procedures. Rare species predominated in the net sample, as 90% of 114 species in a sample of 1,612 individuals were rare (defined as  $\leq 2\%$  of the sample). This sample was similar to other Neotropical forest net samples in the most frequently captured species and trophic organization. As with other Amazon terra firme forest net samples, nectarivore and frugivore captures were especially low. As has been suggested previously, this may reflect low understory plant productivity.

*Key words:* Neotropical birds, terra firme forest, Tapajós National Forest, Amazonia, Brazil.

*Resumo.* – Este estudo descreve a avifauna da Floresta Nacional do Tapajós, uma unidade de conservação sob administração federal situada na margem direita do Rio Tapajós, na qual ocorre exploração controlada de produtos florestais e extração de madeira. Uma lista quase completa das espécies da floresta de terra firme e uma lista incompleta das espécies de habitats menos extensivamente amostrados é apresentada. A avifauna nuclear da floresta de terra firme é documentada e a avifauna de sub-bosque de floresta de terra firme é caracterizada através de amostras em redes de captura. A lista de aves da Floresta Nacional do Tapajós inclui 342 espécies, das quais 59% foram documentadas através de pelo menos um espécime, fotografia ou gravação. Deste total, 274 espécies constituíram a avifauna nuclear de floresta de terra firme, uma riqueza de espécies comparável aos totais observados em outros sítios de floresta de terra firme na Amazônia. Os resultados das redes de captura em floresta de terra firme indicam uma riqueza, baseada sobre procedimentos jackknife, da ordem de 109 – 149 espécies de sub-bosque. Espécies raras predominaram nas amostras de rede, cerca de 90% das 114 espécies em uma amostra de 1612 indivíduos foram raras (definida como  $\leq 2\%$  da amostra). Esta amostra foi similar às amostras de redes de outras florestas Neotropicais tanto na relação das espécies mais freqüentemente capturadas como na organização trófica. Tal como em amostras de rede de outros sítios de floresta de terra firme na Amazônia, capturas de nectarívoros e frugívoros foram especialmente baixas. Como tem sido sugerido previamente, isto pode refletir a baixa produtividade das plantas do sub-bosque.

*Palavras-chave:* Aves neotropicais; floresta de terra firme; Floresta Nacional do Tapajós; Amazônia, Brasil

## INTRODUÇÃO

Conhecimento detalhado da avifauna das florestas da Região Neotropical é limitado a relativamente poucos sítios na América do Sul e na América Central nos quais vários investigadores conduziram estudos de campo de longa duração. Estes estudos têm resultado em listas de espécies que documentam a avifauna nuclear ou “core” (a qual exclui vagantes e espécies ocasionais, Remsen 1994) de um determinado sítio, permitindo a caracterização da sua avifauna em termos das suas afinidades taxonômicas, estrutura de guildas e sazonalidade (Bierregaard 1990a, Blake *et al.* 1990, Karr *et al.* 1990, Robinson *et al.* 2000). Apesar da lista de espécies para um sítio ser um pré-requisito para estudos biogeográficos e de ecologia de comunidades bem como para o estabelecimento de prioridades em conservação, tais listas de espécies são raras para a região Neotropical devido às dificuldades impostas pela alta riqueza. Isto é especialmente verdadeiro para a Bacia Amazônica onde existem listas de espécies disponíveis para relativamente poucos sítios (e.g., Parque Nacional Manu, Peru, Karr *et al.* 1990; Reserva Natural Tambopata, Peru, Parker *et al.* 1994; Manaus, Brasil, Cohn-Haft *et al.* 1997; Parque Nacional do Jaú, Brasil, Borges *et al.* 2001), enfatizando a necessidade de amostragens básicas na Amazônia (Oren & Albuquerque 1991).

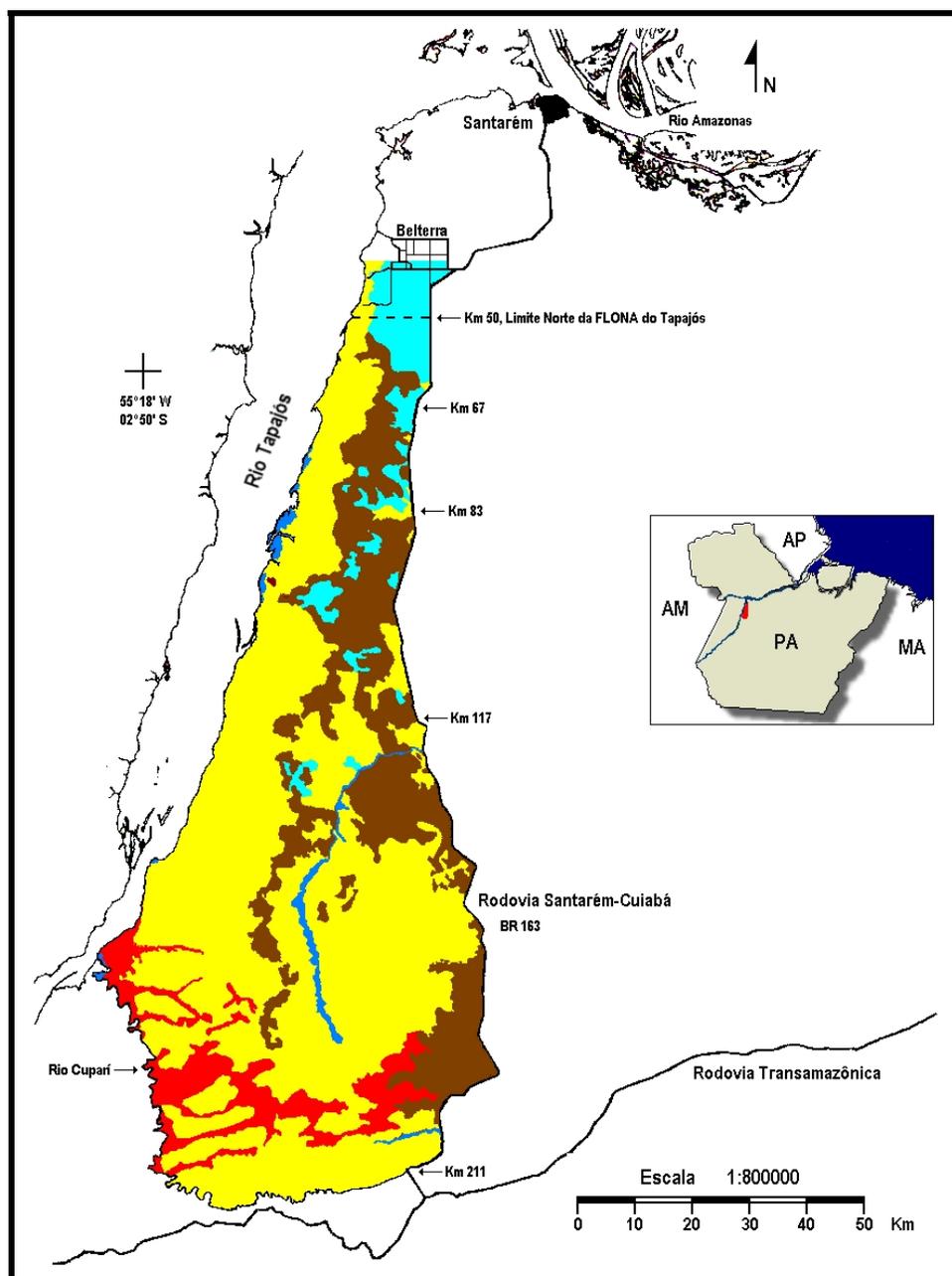
A FLONA Tapajós na margem direita do rio Tapajós, ao sul de Santarém, é um dos sítios para os quais uma descrição básica permanece ausente. A descrição da avifauna da FLONA Tapajós é útil para o manejo e para permitir o estabelecimento das linhas básicas para futuras comparações tanto das atividades de exploração madeireira dentro da floresta como do acelerado processo de desmatamento das florestas do entorno. Em adição, este estudo também estabelece uma comparação com outros

sítios de estudo da região Neotropical, particularmente das florestas de terra firme. Portanto, a proposta deste capítulo é descrever a avifauna da FLONA Tapajós provendo uma lista de espécies, identificando a avifauna nuclear da floresta de terra firme e caracterizando a comunidade do sub-bosque através de amostras em redes de captura (*mist nets*).

A amostragem da avifauna da FLONA Tapajós foi conduzida ao longo de um período de cinco anos e envolveu amostragens com uma variedade de métodos resultando na documentação da presença das espécies através de espécimes, fotografias, gravações e observações visuais e auditivas. Apesar da maior parte da avifauna nuclear das florestas de terra firme esperada para ocorrer nessa região ter sido registrada, a lista deve ser vista como preliminar dada a inadequada amostragem da extensão geográfica da FLONA Tapajós e de alguns habitats, como por exemplo, as florestas sazonalmente inundadas.

## ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi conduzido na FLONA Tapajós, uma unidade do sistema de florestas nacionais administrado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). A FLONA Tapajós (20° 45' S 55° 00'W) possui cerca de 560.000 ha e localiza-se próximo a foz do rio Tapajós no oeste do Estado do Pará. É limitada geograficamente a oeste pelo rio Tapajós, a leste pela Rodovia Santarém-Cuiabá (BR-163) e ao sul pelo rio Cupari (Figura 1).



**FIGURA I - 1.** Mapa de localização da FLONA Tapajós, Brasil (adaptado de Parrota *et al.* 1995).

A altitude é de 175 m, o relevo é plano e o solo é classificado como do tipo Latossolo Amarelo Distrófico, textura muito argilosa. O clima da região é Ami, segundo a classificação de Koopen, com temperatura média anual de 25°C e umidade relativa de 86%. A precipitação anual é de cerca de 1.920 mm. O período de chuva mais intenso ocorre de dezembro a maio, apresentando uma curta estação seca, usualmente entre agosto e outubro, na qual a precipitação é menor que 60 mm (Parrotta *et al.* 1995).

Os estudos sobre a vegetação da região do rio Tapajós, incluindo a que ocorre na FLONA Tapajós, e o estado atual dos inventários botânicos para essa região têm sido sumariados em Daly & Prance (1989). Estudos da estrutura florestal e florística são citados em Parrotta *et al.* (1995). Apesar de existirem vários tipos distintos de florestas úmidas dentro da FLONA Tapajós, este estudo foi conduzido somente em floresta densa de terra-firme caracterizada por espécies emergentes tais como *Bertholletia excelsa*, *Couratari* spp., *Dinizia excelsa*, *Hymenaea coubaril*, *Manilkara huberi*, *Parkia* spp., *Pithecellobium* spp. e *Tabebuia serratiolia* (Silva *et al.* 1985). A altura da copa das florestas não perturbadas fica entre 30 m e 40 m podendo algumas árvores emergentes chegar até 50 m.

A maior parte dos estudos quantitativos foram desenvolvidos nas florestas próximas ao quilômetro 83 da Rodovia Santarém-Cuiabá (03°02'37"S, 54°55'41"W). Estudos apenas qualitativos foram desenvolvidos na Base de Pesquisa Sucupira (03°21'21"S, 54°56'58"W), próxima ao quilômetro 117 da Rodovia Santarém-Cuiabá. Ambos sítios estão localizados sobre platô em uma área virtualmente ausente de cursos d'água, com exceção de um pequeno igarapé de terra firme que corre ao sul dos

sítios de estudo próximos ao quilômetro 83. A maior parte deste igarapé permanece no interior da floresta apresentando uma área mais aberta à beira da Rodovia Santarém-Cuiabá.

Estudos qualitativos também foram desenvolvidos em áreas particulares no entorno da FLONA Tapajós. Essas áreas são em sua maior parte compostas por vegetação com alterações de natureza antrópicas: capoeiras em diversos estágios de sucessão, roçados de mandioca, milho e arroz, pastagens abandonadas e quintais com presença de fruteiras endêmicas e exóticas (principalmente *Mangifera indica*). Em relação a outros sítios de estudo na região neotropical, a área estudada possui uma baixa heterogeneidade de habitats. Não há na área estudada vegetação florestal sazonalmente inundada (florestas de várzea ou igapó) ou abundância de bambu, que são habitats que possuem um grande número de espécies especializadas (Remsen & Parker 1983, Kratter 1997).

O estudo utilizando redes de captura foi conduzido em duas parcelas disjuntas de 100 ha (C-1 e C-3) localizados na quadra testemunha da grade de 5,000 ha (3°21'21"S, 54°56'58"W) estabelecida para demonstração de manejo florestal em floresta de terra firme na altura do km 83 da Rodovia Santarém-Cuiabá. Essa quadra possui 500 ha e foi estabelecida para permanecer como testemunha da extração de madeira e dos tratamentos silviculturais planejados para a área. As duas parcelas controle eram completamente rodeadas por florestas e separadas uma da outra por outra parcela de 100 ha. Exploração madeireira de baixo impacto com uma intensidade de 18 m<sup>3</sup>/ha ocorreu na área de outubro a dezembro de 1997, contudo, a parcela explorada mais próxima estava localizada aproximadamente a 2.5 km ao norte da

parcela C-3. Ambas as parcelas eram atravessadas por um pequeno igarapé. A cobertura florestal nas duas parcelas consistiu de floresta primária não perturbada, exceto por uma porção de cerca de 25% da parcela C-1 que era composta por floresta secundária de cerca de 30 a 40 anos de idade.

## MÉTODOS

### **Inventário da Avifauna**

Uma variedade de métodos foi usada para observar, identificar e coletar aves na FLONA Tapajós. Espécimes-testemunha de algumas espécies foram coletados com redes ornitológicas ou espingardas. Todos os espécimes foram depositados no Museu Paraense Emílio Goeldi. Gravações com microfones direcionais serviram tanto para registrar como para identificar aves. *Play-back* dessas gravações foi algumas vezes utilizado com sucesso para atrair e visualmente identificar determinadas espécies. Binóculos (10 x 30) e raramente uma luneta (20x) foram usados para observar e identificar as aves. Apesar da maior parte das observações ter ocorrido entre 06:00 e 10:00 horas, também foram realizadas observações ao longo do dia e no período noturno.

As amostragens de aves foram concentradas em somente algumas poucas localidades acessíveis por estrada na altura dos quilômetros 67, 83 e 117 da Rodovia Santarém-Cuiabá. A maior parte deste estudo e das observações foram concentradas na floresta de terra firme acessível por estrada e localizada na altura do Km 83 da BR 163 (Santarém-Cuiabá), onde um sistema de estradas e trilhas permite acessar a floresta. Uma única sessão de cerca de 720 horas-rede, além de observações e

gravações, foi realizada no posto de fiscalização do IBAMA na altura do km 117, entre 16-21 de agosto 1997. Observações e gravações também foram realizadas no mesmo sítio entre 17 de agosto e 09 de outubro 1999. Uma torre de 45 m de altura, localizada na altura do km 67 foi usada para algumas observações de aves de copa (12 de julho de 2000; 9 de Dezembro de 2000; 26, 27, 28 de Junho de 2001).

Seguindo Cohn-Haft *et al.* (1997) a abundância das espécies foi determinada subjetivamente combinando a frequência de detecção (visual ou auditiva) e a razão de captura para refletir uma impressão pessoal da atual densidade da população no hábitat preferido. Portanto, como recomendado por Cohn-Haft *et al.* (1997) estas categorias devem ser tratadas como preliminares e devem ser testadas por métodos quantitativos mais robustos (ver Terborgh *et al.* 1990 e Thiollay 1994). Uma espécie foi considerada “comum” quando ela foi sempre registrada no hábitat esperado. Espécies listadas como “incomuns” nem sempre foram registradas no hábitat apropriado e provavelmente possuem densidades inferiores às espécies consideradas comuns. Espécies consideradas raras estão ausentes da maior parte do hábitat considerado apropriado. Esta categoria inclui também as espécies que ocorrem naturalmente em baixa densidade, como os predadores, ou com alta pressão de caça. Estas três categorias incluem todas as aves que se considerou como a “avifauna nuclear” (Remsen 1994). Finalmente, o termo “casual” foi usado para espécies que detectadas uma única vez, as quais podem tanto ser espécies residentes com densidades muito baixas como migrantes ou vagantes esporádicos. Para espécies com mudanças sazonais na abundância, a designação do status é baseada no período de mais alta abundância. As espécies foram designadas como “migrantes boreais” se estavam

presentes entre outubro e abril; e como “migrantes austrais” se estavam presentes entre abril e setembro.

As aves foram classificadas com respeito ao hábitat e microhábitat. Seis categorias de hábitat foram consideradas: floresta primária de terra firme; florestas secundárias, que incluiu capoeiras em diversos estágios de sucessão e a vegetação da beira da Rodovia Santarém-Cuiabá; pastagens abandonadas ou em uso; quintais com árvores frutíferas próximas as bases de pesquisa e das residências dos colonos; roçados de milho, arroz e mandioca; e beira do igarapé. Dentro destes hábitats, foram identificadas as seguintes categorias de microhábitats: chão; sub-bosque; médio-bosque; copa; aéreo; beira de igarapé; borda de mata e clareira naturais.

Seguindo Cohn-Haft *et al.* (1997), o termo sociabilidade foi usado para referir associações intra-específicas e interespecíficas de cada espécie usando as seguintes categorias: solitário, casais ou grupo familiar (no máximo 4 indivíduos); bandos mono-específico (cinco ou mais indivíduos); bandos mistos de aves de sub-bosque; bandos mistos de aves de copa; bandos de aves seguidoras de formigas de correição. Como em Cohn-Haft *et al.* (1997), a categoria leque também foi usada, identificando as espécies nas quais os machos se reúnem em exibições comunais (por exemplo, alguns beija-flores, piprídeos e cotingídeos).

Os hábitos alimentares, determinados por observações próprias e por consulta a literatura, são indicados através das seguintes categorias: frugívoras, para aves que se alimentam de frutas e sementes; carnívoras, para os predadores de vertebrados ou consumidores de carniça; insetívoras, para as aves que se alimentam principalmente de insetos, apesar da dieta incluir outros artrópodes (aranhas, escorpiões, centopéias) e pequenos vertebrados; nectarívoras, para as aves que se alimentam de néctar e

pequenos insetos; granívoras para as aves que se alimentam de sementes; e onívoras para as aves que apresentam uma dieta diversificada que inclui frutas, artrópodes e pequenos vertebrados.

O substrato de forrageamento, apesar de estar estreitamente relacionado ao microhabitat, pode também representar uma subdivisão deste. Na FLONA Tapajós, as aves foram observadas se alimentando no chão da mata; na folhagem viva, inclusive flores e frutos; na folhagem morta; em vôo, quando capturavam o alimento, geralmente pequenos insetos, no ar; na água; e em troncos e galhos. Os bandos de formigas de correição foram considerados como um substrato, apesar das aves possuírem várias estratégias de forrageamento nos bandos heteroespecíficos de seguidores de formigas.

A evidência da ocorrência da espécie na FLONA Tapajós foi arranjada hierarquicamente seguindo Cohn-Haft *et al.* (1997). A evidência de mais alto nível é um espécime coletado. Em seguida um registro com uma evidência permanente, por exemplo, uma fotografia ou uma gravação. Em terceiro um registro de uma captura em rede de neblina, pois neste caso foi possível fazer um minucioso exame visual da ave na mão e tomar nota de alguns caracteres morfométricos que ajudam a confirmar a identificação. A mais baixa evidência é a observação de campo, tanto a visual como a auditiva, sendo requerido um maior esforço para conseguir uma evidência de melhor nível.

A ordem taxonômica utilizada é baseada em várias fontes. Para os não-Passeriformes foi utilizada a ordem de Sick (1997), a qual foi baseada em Meyer de Schauensee (1966, 1970) e na AOU Check-List (1983). Para os Passeriformes, foi utilizada a classificação de Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997).

### **Amostragem da Avifauna de Sub-Bosque**

As aves de sub-bosque foram amostradas usando redes de captura. Apesar da maior parte do estudo ter sido conduzido na área de 5000 ha localizada na altura do km 83, redes de captura também foram utilizadas nas proximidades da base de pesquisa Sucupira entre 16-21 de agosto de 1997 e 07-09 de outubro de 1999. Essas sessões contribuíram para o inventário, mas não para a análise quantitativa da comunidade de sub-bosque. Simultaneamente com as amostragens das parcelas C-1 e C-3, redes de captura também foram utilizadas em duas parcelas de 100 ha (B-2 e B-18), usando o mesmo desenho experimental e número de horas redes como descrito para C-1 e C-3. Além disso, um segundo estudo foi conduzido nas parcelas C-2 e C-3 e nas parcelas exploradas B-2 e B-18, o qual foi iniciado em agosto de 1999 e envolveu oito sessões de capturas até junho de 2001, totalizando 24864 horas de rede e 3965 capturas as quais ajudaram a verificar a presença de espécies de sub-bosque.

As parcelas C-1 e C-3 foram amostradas através de duas colunas de seis linhas de redes paralelas armadas no centro de cada bloco. Cada linha de rede era separada por 200 m e continha cinco redes de 12 m x 2 m e malha de 36 mm por linha. Duas linhas de rede eram localizadas 30 metros distantes do igarapé que cruzava o bloco. Cinco linhas de redes em C-1 ficaram localizadas em mata secundária.

Seis linhas de redes, ou seja, 30 redes, foram operadas simultaneamente por dois dias consecutivos das 6:00 até 15:00 horas, período no qual as redes eram checadas de hora em hora. Em seguida, as redes eram movidas para as seis posições restantes na mesma parcela e operadas por igual período. Portanto, cada parcela foi amostrada por um período de 4 dias, com 60 redes distribuídas em 12 linhas de rede durante uma sessão de captura. Os dados foram coletados em cinco sessões de

captura nos blocos durante um período de 23 meses sendo: Agosto – Setembro 1997, Fevereiro – Março 1998, Novembro 1998, Abril 1999 e Junho 1999. As sessões de Agosto – Setembro 1997 e Novembro 1998 ocorreram durante a estação seca e o restante das sessões durante a estação úmida.

Todas as aves foram marcadas com anilhas de alumínio numeradas ou com anilhas plásticas coloridas, com exceção dos beija-flores. As penas da cauda ou da asa dos beija-flores eram cortadas para identificar as aves recapturadas em uma mesma sessão. Aves recapturadas dentro da mesma sessão não eram registradas, mas eram registradas entre sessões. Todas as aves foram identificadas até espécie e sua idade e sexo determinados quando possível. Medidas morfométricas padronizadas para asa, cauda e tarso foram efetuadas quando um indivíduo era capturado pela primeira vez. Todas as aves foram pesadas e analisadas para evidências de atividade reprodutiva (placa de incubação) e muda. Uma pequena coleção de referência foi feita no início deste estudo, contudo espécimes adicionais foram coletados ao longo do estudo quando a identificação era incerta.

As aves capturadas nas redes foram classificadas em guildas baseadas no comportamento de forrageamento, hábitat e substrato de forrageamento. Esta classificação foi baseada na classificação proposta por Karr *et al* (1990). Para facilitar comparações com a avifauna de sub-bosque próxima a Manaus também foi utilizada a classificação de Bierregaard (1990). Além disso, para examinar a variação da guilda de dieta entre blocos e estações (seca e úmida), as aves foram classificadas com base na classificação de dieta proposta no apêndice de Kaar *et al.* (1990), a qual inclui as seguintes categorias: FR, frutas ou frutas e sementes; LI, grandes insetos; NI, néctar e insetos; SI, pequenos insetos; SO, pequenos insetos e frutas.

Curvas de aparecimento de espécies foram geradas a partir do número de indivíduos capturados e não do número de capturas (que inclui recapturas de indivíduos em uma mesma sessão). O procedimento jackknife, o qual envolveu amostragem com reposição para 1000 interações, foi usado para obter estimativas mais robustas da riqueza em amostras de tamanhos diferentes nos dois blocos. Uma equação logística foi ajustada a estimativa jackknife para determinar a riqueza assintótica de espécies.

Análises estatísticas seguiram Sokal & Rohlf (1995) e foram executadas usando SPSS (Norusis 1990). Curvas baseadas na ordem de abundância foram geradas para as duas parcelas e testadas para independência usando um teste de independência entre coluna x linha com um G-estatístico. Modelos log-lineares foram usados para testar para significantes interações entre vários fatores e para as duas parcelas. Por exemplo, interações entre composição em espécies, estações e parcelas foram examinadas para um grupo de 22 espécies com tamanho amostral adequado e número de capturas entre estação seca e úmida nas duas parcelas. Interações entre guilda, estação e parcela foram examinadas para as 5 guildas seguindo a classificação de Karr *et al.* (1990), em estação seca e úmida nas duas parcelas-controles.

## RESULTADOS

### **Inventário da Avifauna**

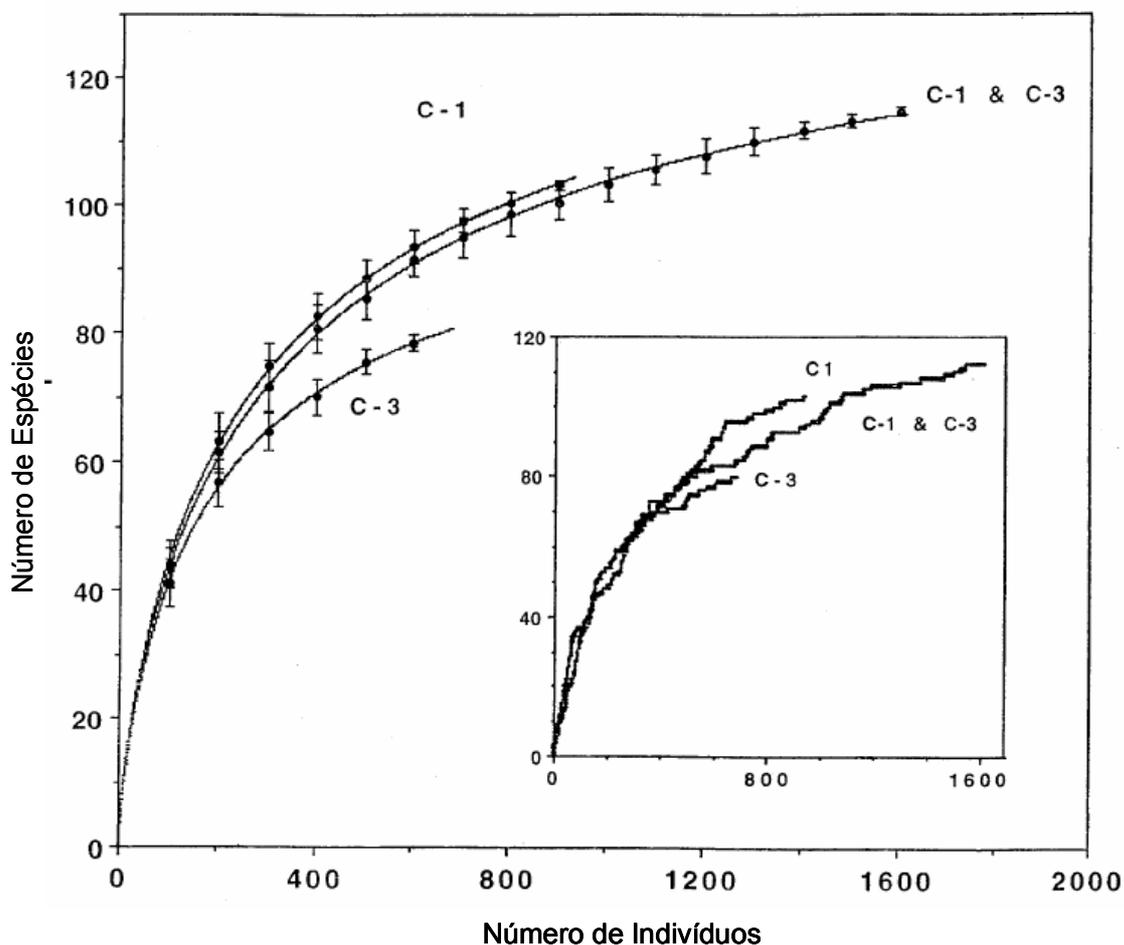
Um total de 342 espécies é atualmente reconhecido para a FLONA Tapajós (Apêndice 1). Das 342 espécies, 274 constituem a avifauna nuclear (ou “core”) das florestas de terra firme (*sensu* Remsen 1994).

**Evidência** – Das 342 espécies listadas no Apêndice 1, 59% foram documentadas por espécime (77), gravação (103), fotografia (10) ou gravação e fotografia (10). Das espécies não documentadas por espécime, gravação ou fotografia, 33 foram identificadas na mão após captura em rede, 90 foram identificadas no campo somente por observação visual, 5 foram identificadas somente por vocalização e 14 foram identificadas tanto por observação visual como por vocalização.

### **Capturas com redes ornitológicas**

Após 23 meses do início do programa de anilhamento em floresta de terra firme nas parcelas C-1 e C-3 foram obtidas 1885 capturas de 1612 indivíduos de 114 espécies, totalizando 10.800 horas-rede na FLONA Tapajós. Isto representa 84.6% das 136 espécies registradas na totalidade das áreas amostradas com redes de captura e 41.6% das 274 espécies consideradas para compor a avifauna nuclear da FLONA Tapajós (Apêndice 1).

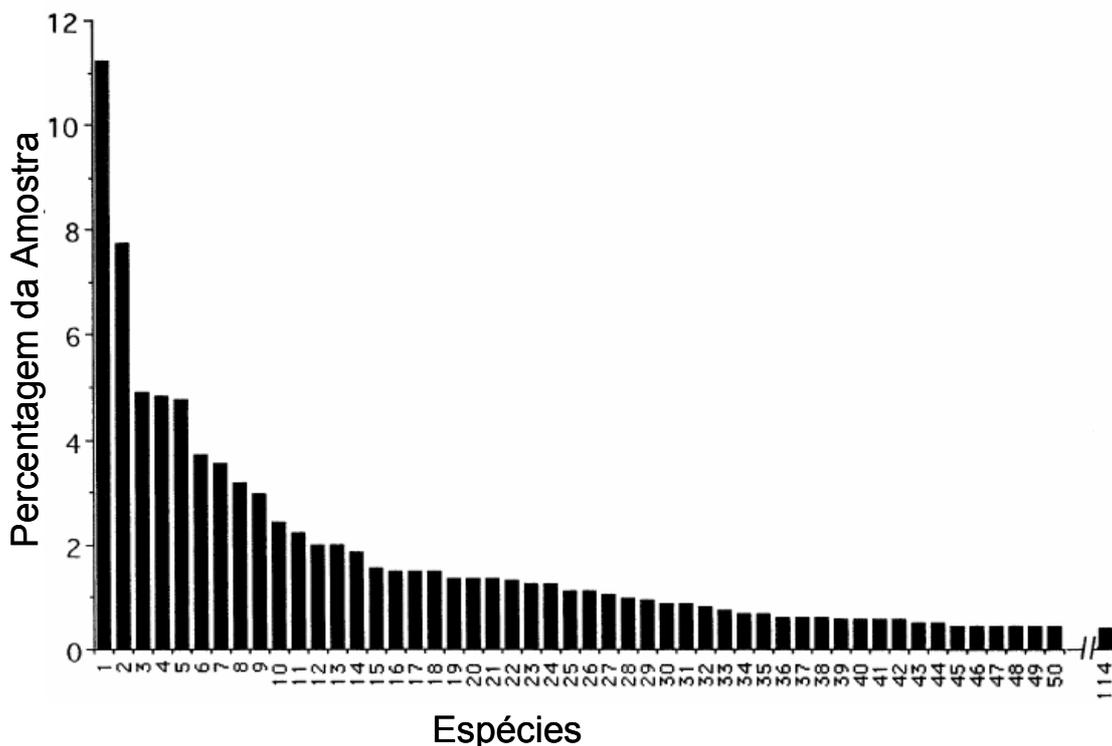
A razão de acumulação de espécies como uma função do número acumulativo de indivíduos capturados foi mais alta em C-1, a parcela que apresenta vegetação secundária (Figura 2). Dependendo da parcela, a razão de acumulação de espécies foi mais alta nos primeiros 400 até 500 indivíduos capturados. O procedimento jackknife envolvendo amostragem com reposição prediz uma riqueza de 149 e 109 espécies para C-1 e C-3, respectivamente, assumindo um infinito número de amostras (Figura 2). Além disso, indica que em uma amostra de 100 indivíduos de qualquer uma das parcelas controle é esperado a presença de aproximadamente 40 espécies.



**FIGURA I - 2.** Riqueza de espécies, em relação ao número acumulativo de indivíduos, estimada através do método jackknife, com reposição, para amostras em redes de captura no sub-bosque de floresta de terra firme nas parcelas C-1 e C-3 da Quadra Testemunha na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza observada de espécies em relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura nas parcelas C-1 e C-3 da Quadra Testemunha. Barras representam o desvio de 1 erro padrão.

Como em outras comunidades de aves de sub-bosque na Região Neotropical, a distribuição das abundâncias das espécies foi caracterizada por uma longa cauda de espécies raras com poucas espécies comuns em ambas as parcelas (Figura 3). A espécie mais comum, *Glyphorhynchus spirurus*, representou somente 11.2% de todos os indivíduos capturados em ambas as parcelas (Tabela 1). As 10 espécies mais comumente capturadas constituíram somente 49.3% de todos os indivíduos anilhados em ambas as parcelas (49.5% dos indivíduos em C-1 e 50.1% dos indivíduos em C-3). A predominância de espécies raras é mais evidente ainda quando se utiliza a definição de espécie rara proposta por Karr (1971) ( $\leq 2\%$  dos indivíduos de uma amostra), que indica que 90% (104) das 114 espécies em ambas as parcelas são raras. Além disso, 20% das 114 espécies são representadas por somente um indivíduo.

Apesar do fato da distribuição de abundâncias não diferir significativamente ( $P > 0.05$ ), a composição de espécies variou entre as duas parcelas (composição x parcela,  $P < 0.001$ ). Três espécies, *Turdus albicollis*, *Rhegmatorhina gymnops* e *Dendrocincla merula*, contribuíram significativamente ( $P < 0.05$ ) para as diferenças observadas na composição entre as parcelas (Tabela 1).



**FIGURA I - 3.** Distribuição ordenada das abundâncias de 1.612 indivíduos de 114 espécies capturados no sub-bosque da floresta de terra firme nas parcelas C-1 e C-3 da Quadra Testemunha na FLONA Tapajós, Brasil.

Sete das 22 espécies com tamanho amostral adequado mostraram diferenças significantes no número de capturas entre as duas parcelas. Espécies com número de capturas significativamente maiores ( $P < 0.05$ ) na parcela com vegetação secundária (C-1) do que na parcela com cobertura florestal exclusivamente primária (C-3) incluem *Glyphorhynchus spirurus*, *Mionectes macconnelli*, *Platyrinchus coronatus*, *Pipra rubrocapilla*, *Pipra íris* e *Turdus albicollis*. Em contraste, *Rhegmatorhina gymnops* foi significativamente mais abundante na parcela com cobertura florestal exclusivamente primária do que na que apresentava vegetação secundária. Duas espécies mostraram diferenças significantes na abundância entre as parcelas que variaram com a estação (interação entre parcela x estação). Por exemplo, *Dendrocincla merula* foi mais

freqüentemente capturada em C-1 do que em C-3 durante a estação seca ( $P = 0.03$ ; 27 capturas vs. 19 capturas) e mais freqüentemente capturada em C-3 do que em C-1 durante a estação úmida (21 vs. 11 capturas). Um padrão oposto foi encontrado para *Thamnomanes caesius*, o qual foi mais freqüentemente capturado em C-3 do que em C-1 durante a estação seca ( $P = 0.02$ ; 18 vs. 11) em contraste na estação úmida foi mais freqüentemente capturado em C-1 do que em C-3 (8 vs. 23). Portanto, algumas espécies mostraram diferenças significantes na abundância entre as parcelas e, para duas espécies, as diferenças nas abundâncias entre as parcelas variaram com a estação.

**Estrutura de Guildas** – A maior parte das aves capturadas em ambas as parcelas eram insetívoras. Aves que forrageiam primariamente sobre insetos constituíram 74.6% das espécies, 76.7% dos indivíduos e 70.8% da biomassa de todas as aves capturadas (Tabela 2). Incluindo as espécies de aves que consomem insetos como fonte secundária com aquelas que consomem insetos como fonte primária, observa-se que 83.3% de todas as espécies e 82.1 de todos os indivíduos forrageiam sobre insetos.

Aves insetívoras diferem tanto no grau como na natureza da sociabilidade quando em atividade de forrageamento. Especialmente conspícuos são os bandos mistos de aves insetívoras de sub-bosque, os quais representam cerca de 25.4% das espécies, 34.1% dos indivíduos e 22.6% da biomassa das amostras em redes de captura na FLONA Tapajós. Duas espécies comuns em bandos mistos estão entre as 10 espécies mais abundantes (a sexta e a oitava, Tabela 1), e uma destas espécies, *Thamnomanes caesius*, é a espécie nuclear nesses bandos.

**TABELA I - 1.** Número de indivíduos (com ordem de abundância) para as 21 espécies mais frequentemente capturadas em uma amostra de 933 indivíduos em C-1, 679 indivíduos em C-3 e 1612 indivíduos na amostra combinada da floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil.

<b>Espécie</b>	<b>Guilda*</b>	<b>C-1</b>	<b>C-3</b>	<b>C-1 &amp; C-3</b>
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	S-SI-B	110 (1)	71 (1)	181 (1)
<i>Pipra rubrocapilla</i>	S-FR-F	86 (2)	39 (4)	125 (2)
<i>Dendrocincla merula</i>	S-LI-R	38 (4)	41 (2)	79 (3)
<i>Mionectes macconnelli</i>	S-SO-F	52 (3)	26 (7)	78 (4)
<i>Hylophylax poecilinota</i>	S-LI-R	37 (5)	40 (3)	77 (5)
<i>Thamnomanes caesius</i>	S-LI-F	34 (7)	26 (8)	60 (6)
<i>Pipra iris</i>	S-FR-F	37 (6)	20 (9)	57 (7)
<i>Myrmotherula longipennis</i>	S-SI-F	22 (9)	29 (6)	51 (8)
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	S-LI-R	14 (18)	34 (5)	48 (9)
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	S-LI-R	20 (12)	19 (10)	39 (10)
<i>Turdus albicollis</i>	S-SO-F	24 (8)	8 (26)	32 (12)
<i>Platyrinchus coronatus</i>	S-SI-F	22 (10)	10 (20)	32 (12)
<i>Automolus infuscatus</i>	S-LI-D	14 (17)	16 (11)	30 (13)
<i>Conopophaga aurita</i>	G-SI-G	11 (20)	14 (14)	25(14)
<i>Hylophylax naevia</i>	S-SI-F	9 (31)	15 (13)	24 (17)
<i>Malacoptila rufa</i>	S-LI-F	13 (19)	11 (18)	24 (17)
<i>Myiobius barbatus</i>	S-SI-A	14 (18)	10 (21)	24 (17)
<i>Geotrygon montana</i>	G-FR-G	16 (14)	6 (32)	22 (20)
<i>Schiffornis turdinus</i>	S-SI-F	10 (23)	12 (16)	22 (20)
<i>Thalurania furcata</i>	S-NI-F	15 (15)	7 (28)	22 (20)

\* Classificação de Karr *et al.* (1990): Estrato de Forrageamento: G=chão; S=arbusto. Dieta: SI=insetos pequenos; SO=pequenos insetos e frutos; LI=insetos grandes; FR=frutos; NI=nectar e insetos pequenos. Substrato: A=ar; B=galhos e troncos; F=folhagem viva incluindo frutos e flores; G=chão; R=formigas de correição.

Aves que são seguidoras obrigatórias de formigas de correição representam somente um pequeno número das espécies capturadas (6.1%), mas uma grande percentagem dos indivíduos (11.6%) e da biomassa (20.3%) do total das amostras em rede. A alta biomassa apresentada pelas espécies seguidoras obrigatórias de formigas de correição é em parte devido à massa corporal relativamente grande de espécies comuns tais como *Dendrocincla merula* (42.4 g) e *Phlegopsis nigromaculata* (47.2 g). Três seguidores obrigatórios de formigas de correição estão entre as 10 espécies mais capturadas na amostra combinada das duas parcelas, sendo a terceira, a nona e a décima espécie mais capturada (Tabela 1).

Espécies frugívoras ou espécies que forrageiam primariamente sobre frutos foram relativamente incomuns no sub-bosque, representando somente 15.8% das espécies, 18.8% dos indivíduos e 22.7% da biomassa (Tabela 2). Duas espécies de tangarás, *Pipra rubrocapilla* e *Pipra iris*, foram numericamente as espécies de frugívoros mais importantes nas amostras em redes, sendo a segunda e a sétima, respectivamente, na ordem de abundância do total de indivíduos capturados (Tabela 2).

Nectarívoros foram raros no sub-bosque, contribuindo com somente 6.1% das espécies e 4.2% dos indivíduos. Nectarívoros constituíram menos de 1% da biomassa total de indivíduos capturados. Contudo, este valor não surpreende dada a pequena massa corporal da maior parte dos beija-flores que compõem a guilda. A raridade dos nectarívoros é ainda mais evidente quando se observa a ordem das abundâncias, na qual *Thalurania furcata* é a vigésima espécie e *Phaethornis superciliosus* é a trigésima.

A composição de guilda de dieta não variou significativamente entre as estações e parcelas (interação entre guilda x estação x parcela,  $gl = 3$ ,  $\chi^2 = 4.04$ ,  $P = 0.258$ ).

Contudo, a composição de guilda de dieta variou significativamente com a estação (guilda x estação,  $gl = 6$ ,  $\chi^2 = 20.82$ ,  $P = 0.002$ ), demonstrando que diferenças na composição da guilda foram espacialmente consistentes. Este resultado é robusto, já que uma significativa relação entre dieta e estação também foi encontrada quando utilizadas as seis categorias de dieta de Karr para as aves capturadas ( $P = 0.004$ ). Mudanças na composição de guilda de dieta são largamente atribuídas para incrementar capturas na estação úmida de pequenos onívoros ( $P = 0.01$ ) e frugívoros ( $P < 0.04$ ) e incrementar na estação seca as capturas tanto de grandes como de pequenos insetívoros ( $P = 0.03$  e  $P = 0.01$ , respectivamente). Captura de nectarívoros não variaram significativamente entre as estações úmida e seca.

Uma diferença significativa na composição de guildas foi encontrada entre as parcelas (guilda x parcela,  $gl = 6$ ,  $\chi^2 = 36.36$ ,  $P = 0.001$ ), as quais foram sazonalmente consistentes. O total de capturas de nectarívoros e frugívoros foram significativamente ( $P = 0.04$ ;  $P = 0.01$ , respectivamente) maiores em C-1 do que em C-3. Além disso, o total de capturas de pequenos insetívoros foi significativamente maior em C-1 do que em C-3.

**TABELA I - 2.** Importância relativa da guilda alimentar nas parcelas C-1 e C-3 combinadas em floresta terra firme, FLONA Tapajós, Brasil.

<b>Categoria Alimentar</b>	<b>Espécies (%)<sup>1</sup></b>	<b>Indivíduos (%)<sup>2</sup></b>	<b>Biomassa(%)<sup>3</sup></b>
Seguidores de Formigas de Correição	6.1	11.6	20.3
Insetívoros	33.3	23.6	21.3
Insetívoros/frugívoros	5.3	1.4	2.5
Bandos mistos de insetívoros	25.4	34.1	22.6
Bandos mistos de insetívoros/frugívoros	4.4	6.0	4.0
Subtotal/Primariamente insetívoros	74.6	76.7	70.8
Frugívoros	7.0	13.5	11.4
Frugívoros/insetívoros	8.8	5.3	11.3
Subtotal/Primariamente frugívoros	15.8	18.8	22.7
Nectarívoros	6.1	4.2	0.8
Subtotal/Nectarívoros	6.1	4.2	0.8
Piscívoro	0.9	0.1	0.03
Vertebrados pequenos/insetos	2.6	0.2	5.7
Subtotal Miscelânea	3.5	0.3	5.7
<b>TOTAL</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

1 Percentagem de 114 espécies capturadas em rede e classificadas em guilda alimentar.

2 Percentagem de 1612 indivíduos capturados por guilda alimentar.

3 Percentagem de indivíduos marcados x média da massa corporal por espécie na área de estudo.

## DISCUSSÃO

### **Inventário da Avifauna**

A lista total de 342 espécies para a FLONA Tapajós deve ser vista como preliminar, dado que cerca de 42% das espécies listadas têm uma documentação inadequada (ou seja, não foram obtidos espécimes, fotografias ou gravações). Além disso, alguns habitats, como as florestas sazonalmente inundadas, não foram adequadamente amostrados. Além disso, a maior parte do trabalho de campo foi concentrado no lado leste da FLONA Tapajós, sendo necessária uma amostragem das porções oeste e sul. Portanto, com uma melhor cobertura da extensão geográfica da FLONA Tapajós e com amostragens em outros habitats, espera-se que a lista de espécies possa facilmente chegar em cerca de 450 espécies para a totalidade da Flona Tapajós.

Considerando as distribuições geográficas de espécies de aves amazônicas (Ridgely & Tudor 1989, 1994, Sick 1997), é evidente que algumas espécies esperadas para ocorrer na FLONA Tapajós ainda permaneçam ausentes da lista apresentada neste estudo e provavelmente serão registradas com a continuidade dos estudos com aves nessa região. Por exemplo, mais observações em copa em diferentes tipos de floresta poderão adicionar espécies como *Cotinga cotinga*, *Cyanerpes nitidus*, *Dacnis flaviventris*, *Hemithraupis flavicolis* e *Euphonia chrysopasta*. Aves aquáticas estão em sua maior parte ausente da lista e estudos de campo ao longo dos cursos d'água incrementarão o número de espécies em Ardeidae bem como em famílias ainda não representadas na lista (Podicipedidae, Anhingidae, Ciconiidae, Threskiornithidae, Anatidae, Eurypygidae, Charadriidae e Scolopacidae). Espécies características de habitats criados por rios tais como *Xenops tenuirostris*, *Sakesphorus luctuosus*,

*Thamnophilus nigrocinereus*, *Myrmotherula assimilis*, *Myrmoborus lugubris*, *Cephalopterus ornatus* e *Gymnomystax mexicanus*. Estudos nas florestas aluviais sazonalmente inundadas da porção oeste da FLONA poderão contribuir para o registro de espécies como *Pipra aureola*, *Schiffornis major*, *Heterocercus linteatus*, *Hypocnemoides maculicauda* e *Xiphorhynchus obsoletus*.

Em contraste com a impressão sobre a lista total de espécies da FLONA Tapajós, o grau de confiança é alto em relação a identificação e documentação da avifauna nuclear da floresta de terra firme, na qual o esforço foi mais concentrado. Apesar de cerca de 35% das 274 espécies que constituem a avifauna nuclear de floresta de terra firme terem documentação inadequada (ou seja, abaixo do nível 2), 31 destas espécies foram capturadas em redes e foram em seguida medidas e identificadas na mão. Portanto, não se espera que futuros estudos alterem substancialmente este total.

O total de 274 espécies para a avifauna nuclear na floresta primária da região do Rio Tapajós é similar aos valores de riqueza de espécies encontrados para outros sítios de floresta primária na Amazônia. Por exemplo, a floresta de terra firme ao norte de Manaus tem um total de 266 espécies (Cohn-Haft *et al.* 1997). Uma análise realizada por Cohn-Haft *et al.* (1997) dos dados de Terborgh e colaboradores para Manu e apresentada em Karr *et al.* 1990 indicou um total de 271 espécies para a avifauna nuclear. Contudo, Cohn-Haft *et al.* (1997) mencionam que na avifauna de Manu podem estar incluídas algumas espécies extremamente raras ou acidentais que não são parte da avifauna nuclear. A mais baixa riqueza em floresta de terra firme (200 espécies) ocorre em Tambopata, Peru (Parker *et al.* 1994), mas isto pode representar uma sub-amostragem (Cohn-Haft *et al.* 1977). Portanto, os resultados obtidos na FLONA

Tapajós são consistentes com o crescente corpo de evidências indicando uma marcada consistência na riqueza de espécies de aves de floresta de terra firme ao longo da considerável extensão geográfica da Bacia Amazônica (Cohn-Haft *et al.* 1997). Como observado pelos últimos autores, esta consistência na riqueza de espécies ocorre em sítios que possuem uma variação considerável na precipitação anual e na produtividade primária, sugerindo que a riqueza da avifauna na floresta de terra firme da Amazônia pode ser independente destes fatores.

### **A Avifauna de Sub-Bosque**

Os resultados obtidos com a utilização de redes são consistentes com o padrão geral encontrado em estudos anteriores com redes de captura em outros quatro sítios florestais na região Neotropical (Karr *et al.* 1990), apesar das pequenas diferenças nas análises. Neste estudo, as análises foram baseadas no número total de indivíduos capturados em ambas as estações, seca e úmida, em contraste com o sumário apresentado em Karr *et al.* (1990), os quais são restritos às capturas com rede durante a estação seca. A comparação dos estudos desenvolvidos em La Selva (Costa Rica), Barro Colorado e Pipeline Road (Panamá), Manu (Peru) e Manaus (Brasil) desenvolvido por Karr *et al.* (1990) demonstram alta riqueza em espécies, muitas espécies raras e similaridade entre os sítios na maior parte das espécies mais freqüentemente capturadas e na organização trófica. Não é surpreendente que as amostras da FLONA Tapajós tenham sido mais similares aos padrões encontrados para os sítios localizados na Amazônia (especialmente Manaus, 590 km da FLONA Tapajós, mas localizado na margem direita do rio Amazonas), em parte refletindo o papel da proximidade geográfica.

Apesar das curvas de acumulação de espécies baseadas sobre o número acumulativo de indivíduos acumularem espécies em uma razão mais rápida do que as curvas baseadas em acumulação de capturas, os resultados são similares aos valores obtidos em estudos com redes de captura usando o último método. Por exemplo, uma amostra de ambas as parcelas combinadas composta de 600 indivíduos e 80 espécies (90 espécies em C-1; 74 espécies em C-3) se encaixa na distribuição de 40 até 88 espécies (Barro Colorado vs. Manu) de amostras de 600 capturas (Karr *et al.* 1990). A estimativa jackknife de 40 espécies em uma amostra de 100 indivíduos é similar a estimativa jackknife de 41 espécies em 100 capturas para Manu. Esta última estimativa parece relativamente baixa em comparação com as estimativas de 55 e 56 espécies para La Selva e Manaus, respectivamente. Para Karr *et al.* (1990), isto pode ser atribuído para um alto número de espécies com somente uma ou duas capturas, sugerindo um desvio do procedimento jackknife. Finalmente, uma amostra composta de 1000 capturas das duas parcelas (500 capturas de cada) representando 96 espécies, é comparável as 76 espécies em Manaus e a distribuição de 70 até 111 espécies desde La Selva até Manu, respectivamente. Portanto, a alta riqueza em espécies das amostras em rede na FLONA Tapajós é comparável ao observado em outros sítios em florestas na região Neotropical.

Uma preponderância de espécies raras como evidente na longa cauda da curva de distribuição das abundâncias em redes de captura é típica de comunidades de aves de florestas tropicais (e.g., Karr 1971, Lovejoy 1974, Pearson 1977, Wong 1986, Karr *et al.* 1990). Contudo, “raridade” em amostras em redes de captura as vezes representam um artefato da técnica de amostragem, já que redes de captura não amostram uma comunidade de aves de maneira randômica e muitas espécies de aves são sub-

representadas em amostras de redes de captura (e.g., Karr 1981, Bierregaard 1990a, Remsen & Good 1996). Vários investigadores já observaram que a sub-representação em amostras de redes pode resultar de uma variedade de características das espécies incluindo: 1) espécies que andam mais do que voam são raramente capturadas; 2) espécies muito pequenas ou muito grandes não são eficientemente capturadas; 3) espécies sedentárias são comumente menos capturadas do que espécies mais ativas; 4) espécies comuns em outros habitats e estratos que não são diretamente amostrados pelas redes.

As amostras em redes de captura na FLONA Tapajós sub-representaram a abundância de pelo menos 42 (36.8%) das 114 espécies capturadas em redes em ambas as parcelas, com um ou mais fatores contribuindo para esse erro. Observações visuais ou detecções de vocalização indicam que estas espécies não são raras. Por exemplo, as detecções vocais de *Formicarius analis*, *F. colma* e *Myrmothera campanisona* sugerem que estas espécies, que forrageiam no chão da mata enquanto estão andando, não são raras como as amostras em redes indicam. O tamanho de corpo grande contribuíram para a raridade em amostras de rede de *Monasa morphoeus*, *Crypturelus variegatus*, *Leptotilla rufaxilla*, *Trogon rufus*, *Micrastur gilvicollis* e *Celeus jumana*. Em um outro extremo estão as muito pequenas, tais como os beija-flores, as quais poderiam ter tido melhor representação em amostras com redes de captura com malha de tamanho menor do que a que foi utilizada.

Algumas espécies são raras em amostras com redes de captura porque elas raramente penetram no interior da floresta, apesar de elas serem comuns em habitats próximos. Este é o caso de espécies de copa e médio-bosque que raramente descem até o sub-bosque (*Attila spadiceus*, *Xiphorhynchus guttatus*, *Lipaugus vociferans*,

*Rhytipterna simplex*, *Hylophilus hypoxanthus* e *Tachyphonus cristatus*). Especialistas em clareira (por exemplo, *Myrmeciza hemimelaena*) foram comumente sub-representados porque as linhas de rede não amostraram adequadamente este hábitat. Espécies comuns em habitats secundários próximos (*Chiroxiphia pareola*, *Manacus manacus*, *Thryothorus leucotis*, *Ramphocelus carbo*) ou de borda de floresta (*Hypocnemis cantator*) somente raramente passam através do interior do sub-bosque da floresta. Finalmente, a proximidade de um igarapé possibilitou as capturas de *Schistocichla leucostigma*, *Sclateria naevia* e *Hylophylax punctulata*, espécies especialistas em habitats criados por rios.

Apesar de redes de captura estarem subestimando a abundância de algumas espécies relativamente comuns, redes de captura também podem superestimar a abundância de outras, particularmente aquelas espécies que possuem territórios grandes e que voam ativamente através do sub-bosque (Bierregaard 1990a). É comum que espécies que forrageiam ativamente tais como os seguidores de formiga e membros de bandos mistos sejam superestimados em amostras em redes de captura. Portanto, amostras em redes de captura não são representativas de uma comunidade de aves como um todo, mas podem ter um alto valor em estudos comparativos com outras amostras em redes de habitats similares.

Fortes similaridades entre os sítios florestais nas espécies mais frequentemente capturadas são evidentes em uma comparação entre as 20 espécies mais capturadas em Manaus (Bierregaard 1990a) e as 21 espécies mais capturadas na FLONA Tapajós (Tabela 1), quando a análise é restrita as espécies cuja distribuição geográfica inclui ambos os sítios. O rio Amazonas atua como uma barreira geográfica para muitas espécies (Haffer 1969, 1990), como evidente em aproximadamente um terço das

espécies em cada lista que são restritas para uma das margens do rio Amazonas. Por exemplo, 7 das 20 mais freqüentemente capturadas espécies em Manaus são encontradas somente ao norte do rio Amazonas (*Pithys albifrons*, *Gymnopithys rufigula*, *Thamnomanes ardesiacus*, *Xiphorhynchus pardalotus*, *Myrmotherula gutturalis*, *Percnostola rufifrons*, *Microbates collaris*) e 6 das 21 espécies mais freqüentemente capturadas na FLONA Tapajós são encontradas somente ao sul do Rio Amazonas (*Rhegmatorhina gymnops*, *Pipra iris*, *P. rubrocapilla*, *Myrmotherula leucophthalma*, *Malacoptila rufa*, *Phlegopsis nigromaculata*).

Das 20 ou 21 espécies mais freqüentemente capturadas em um sítio, 11 ou aproximadamente a metade das espécies, estavam entre as espécies mais freqüentemente capturadas tanto em Manaus como no Tapajós, incluindo: *Glyphorhynchus spirurus*, *Hylophylax poecilinota*, *Mionectes macconnelli*, *Turdus albicollis*, *Dendrocincla merula*, *Myiobius barbatus*, *Myrmotherula longipennis*, *Automolus infuscatus*, *Schiffornis turdinus*, *Thamnomanes caesius*, e *Geotrygon montana*. Contudo, diferenças na abundância entre Manaus e Tapajós foram observadas para algumas espécies compartilhadas, as quais estavam entre as mais freqüentemente capturadas somente para um dos sítios. Por exemplo, quatro espécies da lista de mais freqüentemente capturadas no Tapajós estavam presentes, mas não entre as 20 espécies mais freqüentemente capturadas para Manaus (*Platyrinchus coronatus*, *Conopophaga aurita*, *Hylophylax naevia*, *Thalurania furcata*). Inversamente, duas espécies da lista das 20 mais freqüentemente capturadas em Manaus eram raras ou infreqüentemente capturadas no Tapajós (*Pipra pipra*, *Hypocnemus cantator*). Portanto, para espécies com distribuição geográfica que compreende ambos os sítios, aproximadamente 75% das 20 ou 21 espécies mais freqüentemente capturadas eram

também comumente capturadas na margem oposta, ou seja, espécies comuns em Manaus foram também comuns no Tapajós.

A análise por guilda alimentar baseada sobre a classificação da dieta das aves capturadas é consistente com outros estudos utilizando redes de captura, demonstrando uma dominância de insetívoros, poucos frugívoros e ainda menos nectarívoros em amostras de redes de captura (e.g., Karr *et al.* 1990, Bierregaard 1990a, Blake *et al.* 1990). Números baixos de frugívoros e nectarívoros foram característicos das amostras em redes de Manaus, assim como também observado no Tapajós. Apesar de uma percentagem maior de frugívoros terem sido capturados em Manaus (27.8%) do que no Tapajós (15.8%), fortes similaridades eram evidentes entre os dois sítios na percentagem de indivíduos (13.7% vs. 18.8%) e da biomassa de frugívoros (22.3% vs. 27.7%). Uma relativa escassez de frugívoros em Manaus e Tapajós é evidente nas comparações das espécies frugívoras entre as 10 espécies mais comuns em amostras de 1000 de captura dos quatro sítios em floresta tropical estudados por Karr *et al.* (1990). Frugívoros representaram 17.2%, 15.2%, 14.8%, e 9.1% das 10 espécies mais comuns em amostras de 1000 capturas para La Selva, Pipeline Road, Manu e Manaus, respectivamente, mas somente 8.3% da amostra no Tapajós.

Nectarívoros foram relativamente raros em amostras com redes de captura e constituíram percentagens similares para as amostras tanto em Manaus como no Tapajós em termos de número de espécies (5.6 % vs. 6.1%, respectivamente), indivíduos (4.6 % vs. 4.2 %) e biomassa (0.9 % vs 0.8%). Além disso, tanto em Manaus como no Tapajós os nectarívoros não apresentam representantes entre as 10 espécies mais comuns em uma amostra de 1000 capturas, em contraste com as amostras nos

outros sítios (La Selva, 8.1%; Pipeline Road, 5.9%; Manu, 3.9%; Bierregaard 1990a, Karr *et al.* 1990).

Capturas de frugívoros e nectarívoros eram esperadas para terem sido mais baixas na parcela composta exclusivamente por floresta primária (C-3) em relação a parcela com vegetação secundária (C-1), já que estudos anteriores têm indicado que a abundância de frugívoros e de nectarívoros é maior em vegetação secundária do que em floresta primária (e.g., Blake *et al.* 1990, Levey 1988a). Os resultados são consistentes com estas proposições, apesar das diferenças entre os blocos terem sido muito pequenas. Por exemplo, capturas de frugívoros em C-3 foram menores do que em C-1 em número de espécies primariamente frugívoras (15.0% vs. 15.5%, respectivamente), em número de indivíduos (14.9% vs. 21.7%) e em biomassa (20.3% vs. 24.8%). Nectarívoros apresentaram em sua maior parte os mesmos níveis de abundância em C-3 e C-1 para número de espécies (6.3% vs. 6.8%), indivíduos (3.2% vs. 4.9%) e biomassa (0.5% vs. 1.0%).

Este estudo corrobora os resultados de estudos anteriores com redes de captura que indicam que o sub-bosque da floresta de terra firme na Amazônia tem baixas densidades de frugívoros e nectarívoros em relação as florestas da América Central (Bierregaard 1990a).

A raridade de aves frugívoras e nectarívoras no sub-bosque da floresta primária em Manaus tem sido atribuída à baixa produtividade de flores e frutos de plantas do sub-bosque (Bierregaard 1990a). Gentry & Emmons (1987) observaram que a baixa intensidade de luz no sub-bosque torna difícil a sobrevivência de plantas no sub-bosque e, como resultado, essas plantas são extremamente sensíveis as mudanças na precipitação e no substrato. Apesar da presença de luz nas clareiras naturais

incrementar a produção de flores e frutos, Gentry & Emmons (1987) argumentam que a magnitude deste efeito é relativamente pequena em relação a importância da precipitação e da fertilidade do solo. Portanto, florestas amazônicas com baixa fertilidade do solo e marcada estação seca, tais como Manaus e Tapajós, são esperadas para terem baixa produtividade de flores e frutos no sub-bosque e, portanto, um correspondente baixo número de aves de sub-bosque dependentes desses recursos. Contudo, a relação entre a fertilidade do solo, a precipitação e a produtividade de plantas de sub-bosque e seus resultantes efeitos sobre aves frugívoras e nectarívoras do sub-bosque merecem mais estudos.

## CAPÍTULO II

### Distribuição de aves em clareiras naturais e sub-bosque de floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil

*Abstract – Avian distribution in treefall gaps and understory of terra firme forest in the Tapajós National Forest, Brazil.* This study compares the avian distribution in understory of treefall gaps and sites with intact canopy at the Tapajós National Forest. The results are based in 2.216 mist-net captures (116 species) in 32 gap and 32 forest sites. Gap habitats differed from forest habitats in having higher captures, species richness, and diversity. Seventeen species showed a significantly different distribution of captures between the two habitats (13 higher in gap and 4 higher in forest). Gap habitats had higher capture rates for nectarivores, frugivores, and insectivores. Capture rates for solitary insectivores and army ant followers did not differ between the two habitats. In contrast, captures were higher in gaps for members of mixed species insectivore-frugivore flocks and mixed species insectivore flocks. Insectivores, especially members of mixed species flocks, were the predominant species in gap habitats. Although few canopy species were captured in gap or forest habitats, visitors to forest midstory constituted 42% of the gap specialist species (0% forest) and 46% of rare gap species (38% forest). Insectivore and total captures increased over time, but did so more rapidly in gap than forest habitats, possibly as a response to gap succession. However, an influx of birds displaced by nearby timber harvest also may have caused these increases, as increased capture rates occurred in 5 species vs. Declines in 0 species. Avian response to treefall gap in Amazonian terra firme forest differs from responses previously found in other tropical forest, partly due to differences in forest characteristics such as stature and soil fertility. Treefall gaps in intact terra firme forest associated with low fertility soils may be especially important as productivity hotspots that harbor high diversity.

*Key word:* bird communities, disturbance, diversity, foraging guild, terra firme forest, treefall gaps, understory birds, Amazonia, Brazil.

*Resumo* – A distribuição de aves em clareiras naturais é comparada com sítios em floresta com dossel contínuo na Floresta Nacional do Tapajós. Os resultados são baseados em 2.216 capturas com redes de nylon (116 espécies) em 32 clareiras e 32 sítios florestais. Hábitats de clareira diferiram dos sítios em floresta ao apresentar maior número de capturas, riqueza de espécies e diversidade. Desessete espécies mostraram uma diferença significativa na distribuição das capturas entre os dois hábitats (sendo 13 mais altas em clareira e 4 mais altas em floresta). Clareiras naturais apresentaram mais altas razões de captura para nectarívoros, frugívoros e insetívoros. Razões de captura para insetívoros solitários e seguidores de formigas não diferiram entre os dois hábitats. Em contraste, capturas eram maiores em clareiras para membros de bandos mistos de espécies de insetívoros-frugívoros e para bandos mistos de insetívoros. Insetívoros, especialmente membros de bandos mistos de insetívoros, eram predominantemente espécies de clareira. Apesar de poucas espécies de copa terem sido capturadas em clareira ou em floresta, visitantes do estrato florestal médio constituíram 42% das espécies especialistas em clareira (0% em floresta) e 46% das espécies raras (38% em floresta). Capturas de insetívoros e o total das capturas incrementaram ao longo do tempo, mas esse incremento foi mais rápido em clareira do que em floresta, possivelmente em resposta à sucessão em clareiras. Contudo, um influxo de aves deslocadas pela exploração madeireira próxima aos sítios de estudo também pode ter causado esse incremento, já que incremento na razão de captura ocorreu em cinco espécies vs. declínio em nenhuma espécie. As respostas da comunidade de aves na floresta de terra firme da Floresta Nacional do Tapajós difere das resposta previamente encontradas em outros sítios de floresta tropical, parcialmente devido as diferenças nas características florestais, tais como, estatura e fertilidade de solo. Clareiras

naturais em floresta de terra firme com baixa fertilidade do solo podem ser especialmente importantes como ponto de alta produtividade que mantém a alta diversidade.

*Palavras-chave:* comunidade de aves, perturbação, diversidade, guilda alimentar, floresta de terra firme, clareira natural, aves de sub-bosque, Amazônia, Brasil.

## INTRODUÇÃO

Distúrbios naturais, tais como aqueles causados pela queda natural de árvores, possuem um importante papel na estruturação de comunidades bióticas (Pickett 1976, Brokaw 1982a, 1985a). Por exemplo, as clareiras naturais contribuem para a heterogeneidade estrutural em florestas por produzir um mosaico de habitats (Brokaw 1985a, 1985b). Este mosaico forma um contínuo que difere tanto na estrutura como na composição e vai desde sítios com pouco ou nenhuma copa (“fase de clareira”) até sítios com copa intacta (“fase madura”). Devido ao ambiente físico e biológico no sub-bosque de clareiras diferir de um sub-bosque com copa intacta, muitos organismos podem distinguir entre estes dois habitats. Isto também tem sido observado em aves (Schemske & Brokaw 1981, Karr & Freemark 1983, Blake & Hopes 1986, Wunderle *et al.* 1987, Levey 1988a).

A influência de clareiras naturais sobre a distribuição de aves florestais tropicais é esperada para diferir entre florestas dependendo da contribuição da fase clareira para a heterogeneidade (Schemske & Brokaw 1981, Levey 1988a). Isso ocorre devido o tamanho das clareiras e o tempo de regeneração (e.g., Garwood *et al.* 1979) serem influenciados pelo tipo de solo, topografia e clima (Hallé *et al.* 1978). Além disso, a distinção entre clareira e sub-bosque florestal pode ser menos pronunciada em florestas decíduas do que em florestas perenes com copas densas (Levey 1988a). Isto pode explicar a alta proporção de aves especialistas em habitat (i.e., clareira vs. sub-bosque) encontrada por Levey (1988a) nas florestas perenes com copa densa da Costa Rica em contraste com o encontrado por Schemske & Brokaw (1981) em floresta decídua com copa mais esparsa do Panamá. Também, diferenças na abertura de copa podem ter

contribuído para uma alta abundância de frutos e de frugívoros nas clareiras do que no sub-bosque nas florestas da Costa Rica vs. florestas do Panamá, onde a abundância de frugívoros foi similar entre clareira e floresta. Contudo, nenhuma espécie especialista em clareira foi encontrada na avifauna de uma floresta perene em Porto Rico (Wunderle *et al.* 1987). Entretanto essa floresta apresentava uma estatura relativamente baixa e poucas clareiras. Portanto, o papel de clareiras naturais na distribuição de aves difere entre florestas e a importância relativa dos vários fatores responsáveis por diferenças no uso de clareiras permanecem pobremente conhecidas devido ao pequeno número de estudos em diferentes tipos de floresta.

A resposta de aves de sub-bosque às clareiras da floresta de terra firme na Amazônia é esperada para diferir das respostas encontradas nas florestas da América Central e Caribe devido as características ambientais floresta-específicas. Por exemplo, a estatura relativamente alta das árvores na floresta de terra firme (30-50 m), pode contribuir para a formação de clareiras naturais maiores do que as encontradas em florestas com estatura baixa, tal como aquelas nas quais avifauna de clareira têm sido estudadas. A altura incrementa a estratificação vertical da comunidade de aves (Terborgh 1980). Em florestas altas, espécies de copa que forrageiam próximas ao estrato da folhagem são menos esperadas para se deslocarem até próximo o nível do chão do que espécies do estrato médio, que forrageiam utilizando uma maior largura de estrato, incluindo a zona próxima ao sub-bosque (Walther 2002). Além disso, a baixa produtividade de flores e frutos no sub-bosque das florestas da Amazônia em relação a situação de outras florestas neotropicais (Gentry & Emmons 1987), pode fazer com que as clareiras na terra firme sejam pontos especialmente importantes para flores e frutos, atraindo frugívoros e nectarívoros, os quais são por seu lado relativamente raros no

sub-bosque destas florestas (Bierregaard 1990a, Henriques *et al.* 2003, Capítulo I). Finalmente, o grande número de espécies de insetívoros que participam de bando heteroespecíficos, característicos da Amazônia (Munn & Terborgh 1979), são esperadas para se agregarem nas clareiras ou na borda de clareiras, que suportam folhagem densa e cipós. Estas áreas provêm alimento e substrato de forrageamento para os insetívoros que vasculham a folhagem, os quais constituem uma alta proporção das espécies que participam de bandos mistos (Munn & Terborgh 1979, Gradwohl & Geenberg 1980).

Neste capítulo, a distribuição de aves em clareiras naturais e em sub-bosque adjacente intacto na FLONA Tapajós é comparada entre si e com resultados de estudos similares em outros sítios em floresta tropical. O estudo foi desenvolvido para responder as seguintes questões: (1) As espécies de sub-bosque são distribuídas diferentemente em clareiras e sub-bosque com copa contínua? (2) clareiras naturais têm comunidades de aves que diferem na composição, diversidade, uniformidade e riqueza de espécies daquelas comunidades em sub-bosque com copa contínua? (3) São espécies de clareiras ou de sub-bosque encontradas em outros estratos ou habitats? (4) Qual é fonte de espécies raras nos dois habitats? (5) Qual o efeito do processo de sucessão ocorridos nos dois primeiros anos na distribuição de aves nesses dois habitats?

## ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na grade de 5000 ha (3°21'21"S, 54°56'58"W), estabelecida para demonstração de manejo florestal e localizada próximo ao Km 83 da Rodovia Santarém-Cuiabá (BR – 163), onde um sistema de estradas e trilhas permite acesso à

floresta. Foram utilizadas duas parcelas adjacentes (C-2 e C-3) localizadas na Quadra Testemunha. Ambas as parcelas eram circundadas por floresta primária não perturbada em três lados. O quarto lado, em direção norte, adjacente a Quadra 2, apresentava perturbação decorrente de exploração madeireira comercial. Essa exploração, de aproximadamente 40 m<sup>3</sup>/ha, continuou durante a duração deste estudo. Ambas as parcelas eram atravessadas por um pequeno igarapé de terra firme. Todas as redes em ambas as parcelas foram situadas pelo menos a 30 metros de distância do igarapé e da borda adjacente a quadra explorada. Mais detalhes sobre a área de estudo pode ser obtido no Capítulo I.

## MÉTODOS

As aves foram amostradas com redes de captura para tornar possível a comparação com outros estudos sobre clareiras (Schemske & Brokaw 1981, Wilson *et al.* 1982, Wunderle *et al.* 1987, Levey 1988a). Uso de redes de captura foi justificado nesses estudos devido elas permitirem similar e simultânea amostragem de vários sítios e evitarem dificuldades com detecção e identificação de vocalizações. Além disso, os investigadores podem diferir em sua habilidade de identificação no campo e podem facilmente não amostrar espécies que vocalizam raramente e que são difíceis de observar. O uso de redes de captura permite evitar esses problemas e permite comparações entre estudos em diferentes florestas por diferentes observadores. Além disso, este método focaliza espécies de sub-bosque, que são o grupo mais importante para estudos sobre a distribuição de clareiras em floresta. Redes de captura não representam uma amostragem randômica (Karr 1981, Bierregaard 1990a, Remsen &

Good 1996). Principalmente devido a eficiência das redes de captura diferir entre as espécies. Portanto, elas são úteis apenas para comparar razões de captura dentro de espécies ou dentro de grupos de espécies com comportamento similar (Karr 1981, Bierregaard 1990a). Problemas e desvios em estudos com redes de captura em relação a floresta de terra firme na FLONA Tapajós são discutidos em Henriques *et al.* 2003 e no Capítulo I.

Dois diferentes habitats de sub-bosque florestal foram selecionados para este estudo: clareiras naturais pela queda de árvores e sub-bosque florestal não perturbado (de agora em diante chamados simplesmente de clareira e floresta). Uma clareira é “uma abertura vertical na floresta que se estende desde a copa até 2 metros do chão da floresta” (Brokaw 1982b). Sítios em floresta foram estabelecidos sob copa contínua e localizados pelo menos 25 metros da clareira mais próxima. Devido a formação de novas clareiras, durante o curso deste experimento foi necessário mover, aproximadamente 15 metros, dois sítios em floresta para que a distância de 25 metros fosse mantida.. Duas ou mais redes (várias combinações de 6 m ou 12 m de comprimento) foram colocadas em cada sítio totalizando sempre 24 metros de rede. As redes eram arranjadas em várias configurações (por exemplo, ângulo-reto, forma de T, forma de L, ou em linha reta) de acordo com a característica das clareiras; as redes em sítios de floresta também apresentavam essas configurações. Todas as redes tinham 2.6 m de altura e malha de 35 mm.

As amostragens ocorreram em duas parcelas de 100 ha (1000 x 1000). Cada parcela foi dividida em quatro sub-parcelas, nas quais as redes eram localizadas para assegurar uma adequada dispersão do esforço de amostragem por toda a parcela. Em cada sub-parcela foram localizados 4 pares de sítios (4 clareiras e 4 florestas). Dentro

de cada par, cada sítio foi localizado mais próximo um do outro do que dos outros pares de sítio, de maneira que a distância entre os pares de sítio não foi menor que 30 m. Portanto, um total de 16 sítios em clareiras e 16 sítios em floresta foram estabelecidos em cada uma das parcelas.

As aves foram amostradas durante sessões de dois dias: 19-31 de agosto de 1999, 09-16 de dezembro 1999, 21-28 de março 2000, 20-28 de junho 2000, 07-14 setembro de 2000; 11-18 de maio de 2001; 12-18 de junho de 2001. Apesar dos intervalos entre as sessões de redes não terem sido constantes como originalmente planejado (média = 87 dias  $\pm$  SD 38, amplitude 25-153 dias), não se encontrou nenhuma evidência de relação entre razão de captura e intervalo entre sessões de captura ( $r = -0.27$ ;  $P = 0.55$ ), sugerindo que aprendizado de evitar a rede não interferiu com as razões de captura (ao contrário, as razões de captura incrementaram ao longo do estudo). Estudos anteriores com redes de captura na Amazônia também não encontraram relação entre razões de captura e intervalo de tempo entre sessões com redes de captura (Bierregaard 1990a).

Durante cada sessão de captura as redes eram abertas em metade da parcela (8 sítios em clareiras e 8 sítios em florestas) por dois dias consecutivos (06:00 – 14:00, no primeiro dia e 06:00 – 12:00, no segundo dia) e operadas simultaneamente, antes da transferência para a outra metade da parcela. Portanto, cada sessão envolveu 8 dias de amostragem das duas parcelas, apesar desses dias de amostragem nem sempre terem sido consecutivos.

Após as redes terem sido abertas, elas eram checadas de hora em hora e todas as aves capturadas, com exceção dos beija flores eram anilhados com anilhas de

alumínio ou anilhas plásticas antes de serem libertados. As penas das asas dos beija flores eram cortadas antes de serem libertados para a identificação da captura em uma mesma sessão de captura em redes. Todas as aves foram identificadas até espécie; idade e sexo foram determinados quando possível. Durante a sessão, eram registradas cada nova captura bem como recapturas de aves previamente marcadas. Razões de captura em clareiras são interpretadas como o valor mínimo, pois as redes em clareiras ficam expostas a luz do sol durante a maior parte do dia, reduzindo a eficiência da captura em rede em relação ao sub-bosque florestal sombreado.

### **Medidas de hábitat**

Densidade da altura da folhagem foi usada para quantificar a estrutura da vegetação no início e no final do estudo, usando uma modificação do método proposto por Schemske & Brokaw (1981). A densidade era obtida em dois transectos paralelos situados a dois metros, um de cada lado da rede, e equivalentes ao tamanho da rede. Uma vara de 3 m de altura e 2 cm de diâmetro marcada a intervalos de 0.5 m foi colocada verticalmente em cada um dos 13 pontos de amostragem de cada transecto. A presença ou ausência de folhagem tocando a vara era registrada dentro de cada intervalo de altura. Para intervalos de altura acima de 3 metros, o registro da presença ou ausência de folhagem era realizado em intervalos estimados. Os intervalos de altura utilizados foram (em metros): 0-0.5; 0.5-1, 1-2, 2-3, 3-4, 4-6, 6-8, 8-10, 10-12, 12-15, 15-20 e >20. A percentagem de cobertura foi estimada para cada intervalo de altura em cada sítio com base no número de pontos amostrados ao longo dos transectos. Densidade de folhagem foi obtida para cada um dos 64 sítios.

Cobertura de copa foi obtida com um densiômetro esférico posicionado cerca de 1 m do chão em cada sítio. As medidas de cobertura de copa foram tomadas na metade de cada rede; uma percentagem de cobertura média foi calculada para cada sítio. Cobertura de copa foi medida em 10-26 de junho de 2001. Estimativa de área de clareira foi baseada na fórmula para um retângulo ( $b \times h$ ). Primeiro mediu-se a largura máxima da clareira (“b”) e, no ponto médio dessa distância e em ângulo reto, tomou-se a segunda medida (“h”) cruzando toda a abertura da clareira.

### **Análises**

Razões de captura foram usadas como um índice de abundância e determinada como captura/1000 horas-rede, onde uma hora-rede se refere a 12 metros de rede aberta por uma hora. Todas as recapturas de indivíduos durante a mesma sessão de rede foram excluídas da análise, mas as recapturas entre sessões foram incluídas. Análises da razão de captura foram conduzidas considerando duas repetições para testar o efeito do tempo (8 sessões) e do hábitat (floresta vs. clareira) utilizando ANOVA fatorial. A ANOVA foi conduzida para razões de captura por sítio para cada espécie com tamanho amostral suficiente, bem como para guilda alimentar baseada sobre uma prévia classificação (ver Bierregaard 1990a, Henriques *et al.* 2003, Capítulo I). Geralmente, valores de P sem referência ao teste estatístico, referem-se aos resultados da ANOVA.

Classificação das guildas incluíram tanto uma categorização simples como complexa das espécies (Bierregaard 1990a, Henriques *et al.* 2003, Capítulo I). Guildas simples incluíram insetívoros, frugívoros e nectarívoros. Guildas complexas são subdivisões de algumas dessas guildas simples, e incluem os seguidores obrigatórios de formigas, os insetívoros solitários, os insetívoros-frugívoros solitários, os insetívoros

seguidores de bandos mistos, os insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos, os frugívoros solitários, os frugívoros-insetívoros solitários, os frugívoros-insetívoros seguidores de bandos mistos.

Para comparação com estudos prévios (Schemske & Brokaw 1981, Willson *et al.* 1982, Wunderle *et al.* 1987, Levey 1988a), também se utilizou teste qui-quadrado sobre número de capturas para testar diferenças entre floresta e clareira. Esta análise apresenta o risco de erro devido à possibilidade de uma ou poucas redes dominarem o total de capturas e levarem a falsa conclusão que diferenças entre habitats existem quando os resultados são causados apenas pelo acaso (Levey 1988a).

Em geral, os valores paramétricos (ou seja, média e desvio padrão) foram estimados para cada um dos índices de diversidade utilizando uma abordagem de *bootstrap*. Índices de diversidade incluíram o índice de uniformidade de Camargo (1993), o índice de diversidade de Shannon (Pielou 1975), o índice de dominância de Berger-Parker (Berger & Parker 1970), riqueza de espécies (ou seja, o número acumulativo de espécies) e raridade (ou seja, o número de espécies com uma frequência relativa de captura menor do que o inverso da riqueza de espécies, Camargo 1993, Gaston 1994). Simulações para estimar parâmetros de diversidade foram realizadas a partir de um universo definido pela correspondente distribuição de abundância para clareiras e florestas, separadamente. O N amostral foi igual ao número total de indivíduos em amostras de rede em um determinado habitat, e cada um dos índices de biodiversidade foi calculado baseado sobre este dado. Este processo foi repetido 1000 vezes, seguido dos cálculos da média, mediana e desvio padrão para cada um dos índices em cada tipo de habitat.

Um teste  $t$  foi usado para avaliar significância das diferenças nas médias das áreas das clareiras entre os dois blocos. Teste  $G$  foi usado para comparar a distribuição das espécies e indivíduos entre guildas entre floresta e clareira. Teste  $\chi^2$  (aderência) foi usado para avaliar se clareiras e florestas têm uma distribuição *a priori* de 50:50 no número de capturas para todas as espécies combinadas. Teste  $\chi^2$  (contigência) foi utilizado para acessar diferenças na composição em espécies ou guildas entre parcelas e entre habitats. Teste Kolmogorov-Smirnov foi usado para comparar a distribuição da ordem de abundâncias entre os dois habitats. Coeficiente de Correlação de Spearman ( $r$ ) foi usado para avaliar a associação de razões de captura (todas as espécies combinadas e para cada espécie) com o tempo. Testes estatísticos seguiram Sokal & Rohlf (1995) usando SPSS (Norusis 1990).

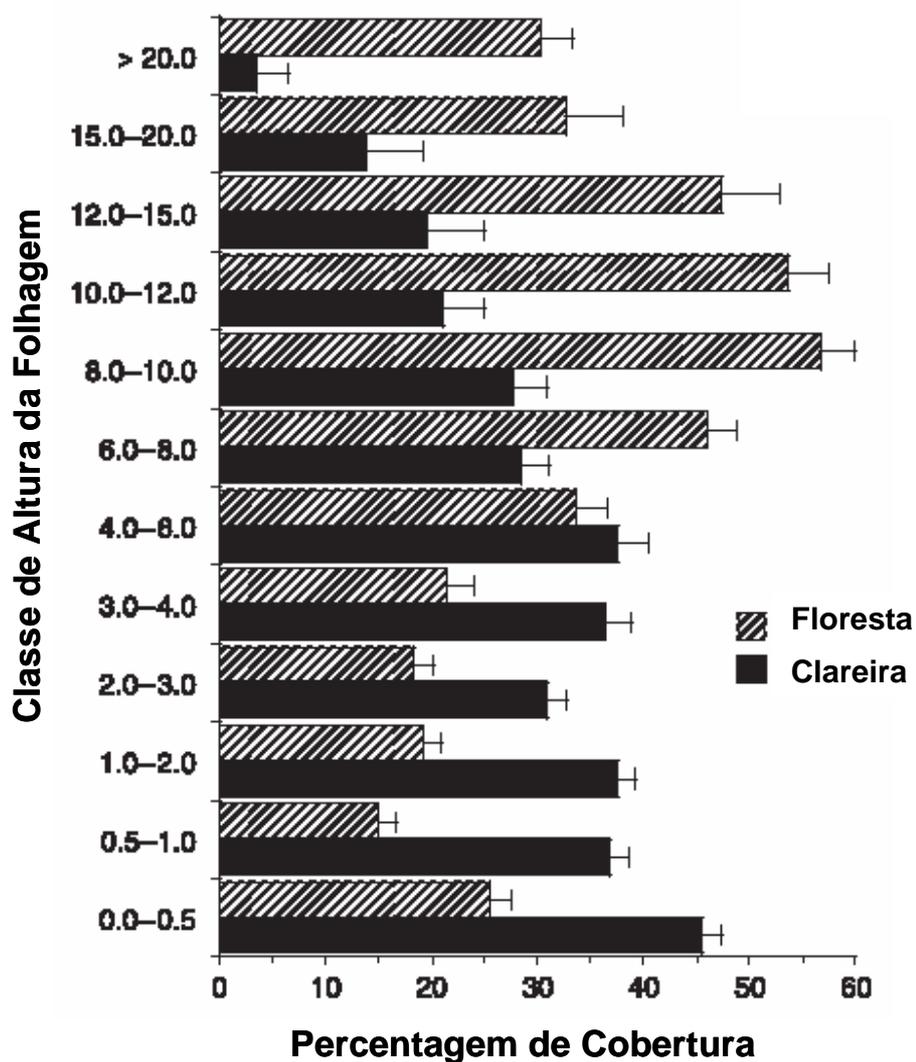
### **Termos**

Seguindo Levey (1988a) o termo “especialista em clareira” ou “especialista em floresta” foi usado para designar espécies que mostraram diferenças estatísticas significantes entre o número de capturas em clareira ou em floresta. O termo “espécie de clareira” é usado para espécies com mais capturas em clareira do que em floresta, e “exclusivamente clareira” é usado para espécies que foram capturadas somente em clareira. A designação “espécie de floresta” foi usada para as espécies mais capturadas em floresta do que em clareira e a designação “exclusivamente floresta” foi usada para as espécies capturadas somente em floresta. Contudo, estes termos não significam dizer que a espécie ocorre exclusivamente em um único habitat.

## RESULTADOS

### Vegetação

Como esperado, a distribuição vertical de folhagem variou consideravelmente entre clareiras e floresta (Figura 1). A maior parte da folhagem em clareiras ocorreu no estrato entre o chão até seis metros de altura. Densidade de folhagem foi significativamente maior em clareiras do que florestas em cada uma das classes de altura que ficavam entre 0-4 m ( $P < 0.001$ ). Em contraste, a maior parte da folhagem acima das redes (6-20 m) ocorreu em floresta. A copa mais densa acima das redes em floresta também foi refletida por uma significativa diferença ( $P < 0.001$ ) nas leituras com densiômetro esférico (uma média de  $5.32\% \pm 0.23$  de erro padrão de copa foi aberta acima dos sítios em floresta em contraste com uma média de  $12.43\% \pm 1.05$  de erro padrão acima dos sítios em clareira). Além disso, sítios em clareira tinham maior variação relativa entre sítios na quantidade de abertura de copa do que sítios em florestas (clareira  $CV=34$  vs. floresta  $CV=18$ ). Em todos os casos, a variância de sítios em clareira foi maior do que a variância entre sítios em florestas dentro de cada parcela. Além disso, todas as medidas de vegetação diferiram entre sítios em clareira e sítios em floresta de uma maneira consistente (ou seja, ocorreu um significativo efeito de hábitat na ausência de uma interação hábitat x parcela). Apesar das clareiras diferirem na estimativa de tamanho desde 65 até 700 m<sup>2</sup> (média =  $280\text{m}^2 \pm 37$  erro padrão), não se observou uma diferença significativa entre o tamanho das clareiras existentes entre as parcelas ( $t=0.15$ ,  $gl=30$ ,  $P=0.88$ ; C-2, média  $286\text{m}^2 \pm 53$  erro padrão e C-3, média  $275\text{m}^2 \pm 5$  erro padrão).

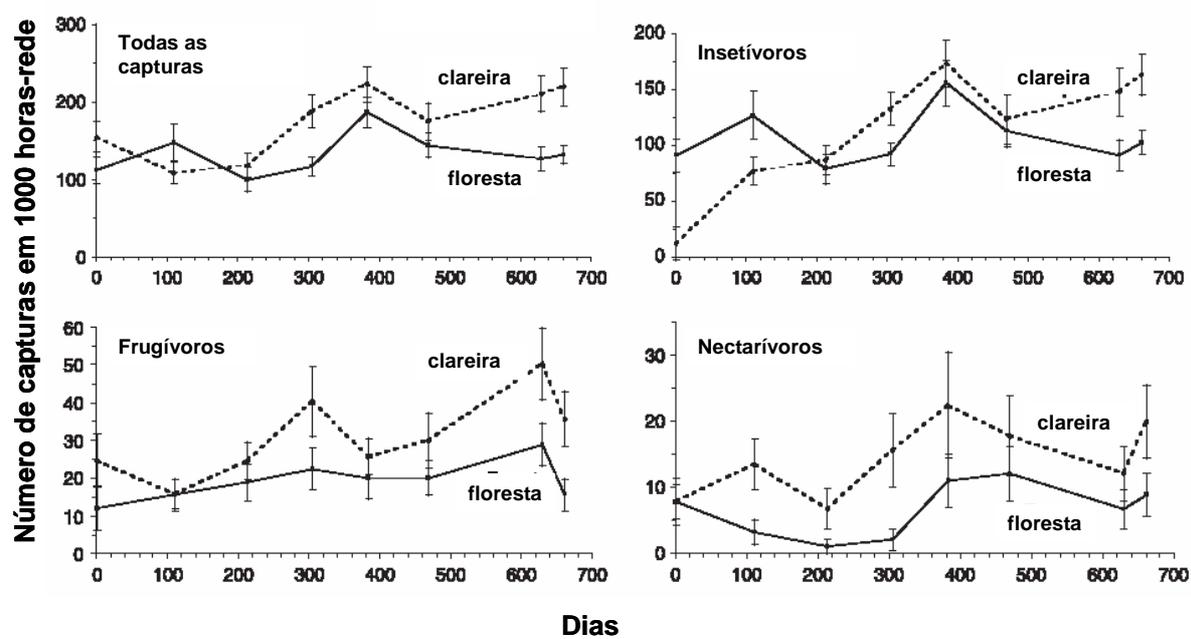


**FIGURA II - 1.** Perfil da altura da folhagem para 32 sítios em clareira natural e 32 em floresta com copa contínua em floresta de terra firme na FLONA Tapajós. Média e erro padrão são apresentados para cada classe de altura.

## Aves

Em 14.336 horas-rede durante 8 sessões de captura em 22.3 meses, foram registradas 2.216 capturas representando 116 espécies em 25 famílias. Em média foram feitas 277 capturas por sessão (amplitude de 196-368) com uma média de 60 espécies por sessão (amplitude 51-68). Das 116 espécies capturadas, as cinco espécies mais comuns (32% das capturas) foram *Glyphorhynchus spirurus* (7,5%), *Myrmotherula longipennis* (7.0%), *Dendrocincla merula* (6.5%), *Pipra rubrocapilla* (5.6%) e *Pipra íris* (5.5%). As capturas em clareira e floresta são listadas no Apêndice 2.

O total de capturas em clareira foi significativamente maior do que em floresta (1.256 vs. 960, respectivamente,  $\chi^2=39.3$ ,  $gl=1$ ,  $P<0.001$ ) (Figura 3). As razões de captura em floresta e em clareira foram dependentes do tempo (interação entre tempo x hábitat,  $P=0.021$ ), com razões de captura em clareira durante uma sessão de redes maior (3 sessões) ou igual (5 sessões) do que aquela em floresta (ou seja, sinergismo positivo). As razões de captura total incrementaram ao longo do tempo em clareiras ( $r=0.74$ ,  $n=8$ ,  $P=0.04$ ) com nenhuma tendência para isso em floresta ( $r=0.31$ ,  $n=8$ ,  $P=0.46$ ). Padrões temporais de riqueza de espécies em ambos os habitats foram, em sua maior parte, idênticos para aqueles dos totais de captura (Figura 3) e também apresentaram uma significativa interação entre tempo e hábitat ( $P=0.04$ , sinergismo positivo). Também a riqueza de espécies por sessão incrementou ao longo do tempo em clareiras ( $r=0.81$ ,  $n=8$ ,  $P=0.015$ ) enquanto nenhum padrão temporal foi identificado em florestas ( $r=0.31$ ,  $n=8$ ,  $P=0.46$ ). Diversidade ( $H'$ ) por sessão de rede de captura foi significativamente mais alto em clareiras do que em floresta ( $P<0.001$ ), além disso, a diversidade foi consistentemente afetada pelo tempo ( $P<0.001$ ).



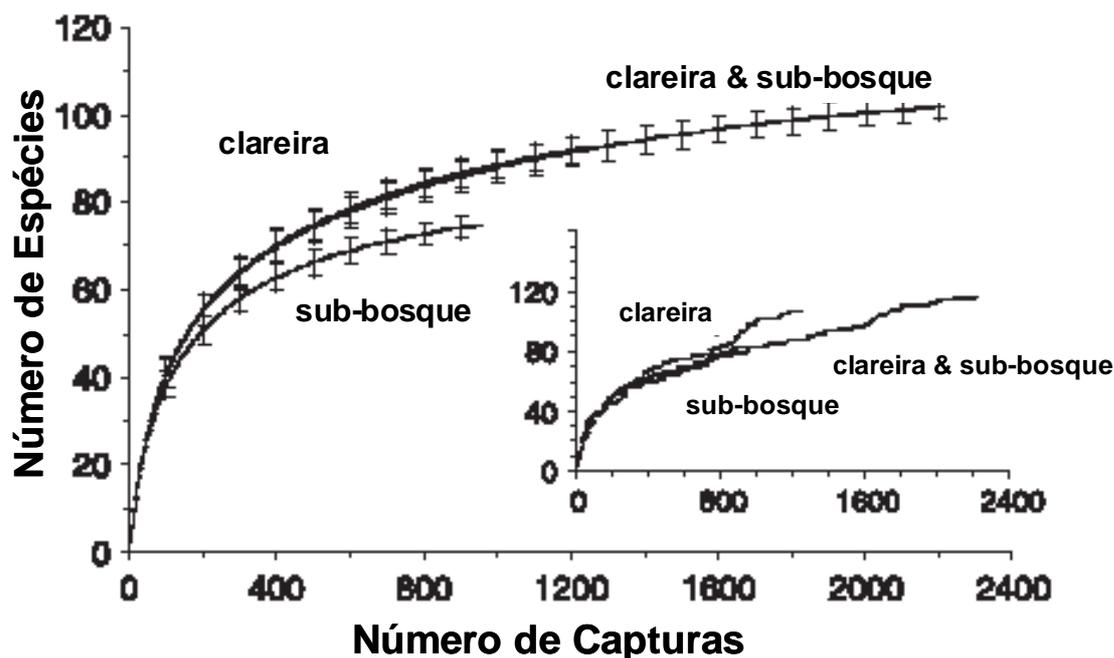
**FIGURA II - 2.** Média e erro padrão para capturas em 1000 horas-rede em clareira e em floresta na FLONA Tapajós como resultado de 8 sessões de captura. Zero se refere à primeira sessão de captura.

A acumulação de espécies foi mais rápida nas primeiras 100 capturas em ambos os habitats e a acumulação em clareira superou a de floresta após aproximadamente 200 capturas (Figura 3). A acumulação de espécies atingiu um platô em aproximadamente 80 espécies em floresta comparada com 107 espécies em clareira. A curva acumulativa de espécies para os dados combinados de clareira e floresta atingiu um platô em cerca de 100 espécies. Entretanto, novas espécies foram acumuladas mais lentamente até o patamar de 116 espécies. O procedimento jackknife, através de amostragem com reposição, estimou uma riqueza de 93 espécies para clareira e 75 espécies para floresta, assumindo um infinito número de amostras (Figura 3). O procedimento padrão indicou que uma amostra de 400 capturas deve apresentar aproximadamente 71 espécies em clareira e 63 espécies em floresta.

### **Associações Espécie-Habitat**

Associações de espécies com habitats foram detectadas para 17 espécies (Tabela 1). O habitat apresentou um efeito consistente sobre a razão de captura de 15 espécies ( $P < 0.10$ ). Em duas outras espécies, *Myrmotherula menetriessi* e *Tachyphonus surinamus*, razões de captura em clareira sempre foram maiores ou igual aquelas em floresta, mas a magnitude da associação com clareira variou com o tempo (interação tempo vs. habitat, sinergismo positivo). Geralmente, o resultado das ANOVAs foi consistente com aquelas da análise com qui-quadrado, apesar do nível de significância diferir entre os dois testes (Tabela 1). Dada a relativa consistência dos dois testes, foram designadas como habitat especialista (ou seja, especialista em clareira ou

especialista em floresta) aquelas espécies para as quais o nível de significância era  $P \leq 0.10$  em ambos os teste e  $P \leq 0.05$  em pelo menos um dos testes. Conseqüentemente, das 17 espécies especialistas, 13 preferiram clareiras e 4 preferiram florestas.



**FIGURA II - 3.** Riqueza de espécies em relação ao número acumulativo de indivíduos amostrados estimado através do método jackknife, com reposição, para amostras em sítios de clareira e sítios de floresta em floresta de terra firme nas parcelas C-2 e C-3 da Quadra Testemunha na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza de espécies observada em relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura em sítios de clareira e sítios de floresta. Barras representam 1 erro padrão.

Um mínimo de 6 capturas é requerido para detectar uma diferença significativa entre clareira e floresta, assumindo um nível de significância de 5% (teste exato de Fisher). Cinquenta e oito espécies atenderam a este critério. Portanto, 2.9 espécies (58 espécies x 0.05) são esperadas para mostrar diferenças no número de capturas entre clareiras e florestas, devido somente ao acaso. Com base na análise com qui-quadrado (Tabela 1), 17 espécies das 58 espécies (29%) foram capturadas mais vezes em um hábitat do que no outro ( $P < 0.05$ ), apresentando um desvio significativo em relação ao esperado com base no efeito do acaso ( $\chi^2 = 82.76$ ,  $gl=1$ ,  $P < 0.001$ ).

Setenta e duas espécies foram mais freqüentemente capturadas em clareiras do que em florestas (espécies de clareira) vs. 28 espécies capturadas mais freqüentemente em floresta do que em clareira (espécies de floresta), um desvio significativo de uma distribuição de capturas esperada de 50:50 ( $\chi^2 = 27.68$ ;  $gl=1$ ,  $P < 0.001$ ). Trinta e uma espécies foram capturadas somente em clareira (espécies exclusivamente clareira) vs. 6 espécies capturadas somente em floresta (espécies exclusivamente floresta), as quais também diferiram de uma distribuição esperada de 50:50 ( $\chi^2 = 16.89$ ;  $gl=1$ ,  $P < 0.001$ ).

Para algumas poucas espécies, as diferenças entre clareira e floresta dependeram da parcela (interação parcela x hábitat). Por exemplo, o beija-flor *Phaethornis longuemareus* foi capturado somente em clareira na parcela C-2, mas tanto em clareira como em floresta na parcela C-3 (parcela x hábitat,  $P=0.02$ ). Em contraste, capturas foram registradas somente em clareiras para *Thamnophilus aethiops* na parcela C-3, mas em ambos os hábitats na parcela C-2 (parcela x hábitat,  $P=0.007$ ).

**TABELA II - 1.** Espécies de aves capturadas mais frequentemente em clareira ou em floresta em floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil e sua classificação em guilda alimentar. Os teste estatísticos e os valores de probabilidade são referentes a teste qui-quadrado e ANOVA.

Espécie	Guilda*	Número de capturas		Qui-quadrado		ANOVA	
		Clareira	Floresta	$\chi^2$	P	$F_{1,30}$	P
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	AA	19	7	5.54	0.02	3.10	0.09
<i>Pipra iris</i>	F	78	43	10.12	0.001	4.69	0.04
<i>Pipra rubrocapilla</i>	F	91	34	25.99	<0.001	26.79	<0.001
<i>Galbula cyanicollis</i>	I	6	0	6.00	0.01	7.11	0.01
<i>Hypocnemis cantator</i>	I	22	4	12.46	<0.001	5.00	0.03
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	MFI	67	19	26.79	<0.001	17.78	<0.001
<i>Myrmotherula longipennis</i>	MFI	93	63	5.77	0.02	8.32	0.007
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	MFI	22	3	14.44	<0.001	7.98	0.008
<i>Thamnomanes caesius</i>	MFI	43	24	5.39	0.02	9.90	0.004
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	MFI	21	2	15.70	<0.001	9.16	0.005
<i>Tachyphonus surinamus</i>	MFIF	16	0	16.00	<0.001	5.35	0.03
<i>Phaethornis longuemareus</i>	N	28	5	16.03	<0.001	10.91	0.002
<i>Thalurania furcata</i>	N	33	15	6.75	0.009	6.50	0.02
<i>Dendrocincla merula</i>	AA	57	88	6.63	0.01	5.85	0.02
<i>Hylophylax poecilonota</i>	I	41	67	6.26	0.01	4.31	0.05
<i>Malacoptila rufa</i>	I	5	15	5.00	0.03	2.90	0.09
<i>Platyrinchus coronatus</i>	I	12	32	9.09	0.003	4.89	0.038

\*Guilda alimentar baseada na classificação apresentada em Henriques *et al.* (2003) e no Capítulo 1. AA = seguidor obrigatório de formiga de correição, F = frugívoro solitário, FI = frugívoro-insetívoro solitário, I = insetívoro solitário, MFI = bando misto de espécies insetívoras, MFIF = bando misto de espécies insetívoras-frugívoras, N = nectarívoro.

### **Afinidades dos especialistas e das espécies raras com outros habitats**

A distribuição das aves nos habitats da FLONA Tapajós foi sumariada por Henriques *et al.* (2003) e no Capítulo I, facilitando uma avaliação independente de largura de habitat das espécies capturadas, bem como uma determinação de potenciais fontes de espécies raras (Tabela 2). Os 13 especialistas em clareiras foram observados em sua maioria no sub-bosque, seguido por médio-bosque, vegetação secundária e borda de mata. Das quatro espécies especialistas em florestas, três foram exclusivamente observadas no sub-bosque e uma foi observada no sub-bosque e no médio-bosque.

As afinidades de habitat das espécies raras capturadas em sítios florestais corresponderam às afinidades das espécies designadas como espécies de floresta (ou seja, espécies mais capturadas em floresta do que em clareira). Contudo, existiu uma menor correspondência de afinidade de habitat entre espécies raras de clareira e espécies de clareira (ou seja, espécies com mais capturas em clareira do que em floresta), pelo menos para a percentagem de espécies de sub-bosque de floresta (44.0% de espécies raras em clareiras vs. 56% espécies de clareiras) e de vegetação secundária (12.7% de espécies de clareiras raras vs. 22.2 espécies de clareira).

### **Associação dos habitats com as guildas**

As razões de captura foram significativamente maiores em clareira do que em floresta em três das oito guildas: frugívoros solitários, nectarívoros e insetívoros seguidores de bandos mistos (Figura 4). Nenhuma guilda alimentar apresentou maior número de capturas em floresta do que clareira.

**TABELA II - 2.** Associação de habitats com espécies de aves classificadas por suas afinidades por clareira ou por floresta em uma floresta de terra firme da FLONA Tapajós, Brasil. O somatório das percentagens ultrapassa 100 devido uma espécie poder ser freqüentemente observada em mais de um tipo habitat. A classificação dos habitats usados por uma dada espécie segue Henriques *et al.* (2003) e o Capítulo I.

*Classificação	No. de espécies	Percentagem					
		Terrestre	Sub-bosque	Médio-bosque	Copa	Borda de floresta	Vegetação secundária
Especialista em clareira	13	8	69	46	0	23	54
Especialista em floresta	4	0	75	25	0	0	25
Espécie de clareira	72	7	56	46	11	15	22
Espécie de floresta	28	7	54	32	14	11	18
Espécie rara de clareira	79	11	44	46	15	13	13
Espécie rara de floresta	58	12	52	38	16	12	21

\*O termo “especialista em clareira” e “especialista em floresta” designam as espécies que mostraram um número de capturas estatisticamente maior em clareira ou em floresta, respectivamente. O termo “espécie de clareira” e “espécie de floresta” designam as espécies com um maior número de capturas em clareira ou em floresta, respectivamente.

**Nectarívoros** – Em geral, nectarívoros foram mais capturados em clareira do que em florestas ( $P < 0.001$ , Figura 2). Este desvio foi significativo para os beija-flores *Thalurania furcata* e *Phaethornis longuemareus*. Nectarívoros mostraram uma significativa interação entre parcela e habitat ( $P = 0.04$ ), na qual a preferência por clareira foi mais evidente em C-2 do que em C-3. Este resultado pode ser atribuído as capturas de *Phaethornis longuemareus*, que exibiu uma significativa interação entre parcela e habitat ( $P = 0.02$ ).

**Frugívoros solitários** – As razões de captura dos frugívoros solitários foram significativamente maiores em clareiras do que em floresta ( $P < 0.001$ ), em parte como um resultado da significativamente maior razão de captura em clareira de *Pipra rubrocapilla* e *Pipra iris*.

**Frugívoros-insetívoros solitários** – As capturas de frugívoros-insetívoros solitários não diferiram significativamente entre floresta e clareira ( $P = 0.30$ ).

**Insetívoros-frugívoros solitários** – As capturas de insetívoros-frugívoros solitários mostraram um padrão temporal inconsistente de resposta aos dois habitats (Figura 5), no qual o número de capturas em clareira foi maior do que o número de capturas em floresta em três sessões, com o inverso ocorrendo em quatro sessões (ou seja, interação habitat vs. tempo, sinergismo negativo,  $P = 0.05$ ). Esta interação pode ser atribuída às capturas de *Mionectes macconnelli*, no qual a dominância no número de capturas alternou entre clareira e floresta em diferentes sessões de captura (interação habitat vs. tempo,  $P = 0.05$ ).

**Insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos** – As capturas desta guilda mostraram uma significativa interação entre habitat e tempo ( $P = 0.001$ , sinergismo positivo), que pode ser atribuída às capturas de *Tachyphonus surinamus* (Figura 5).

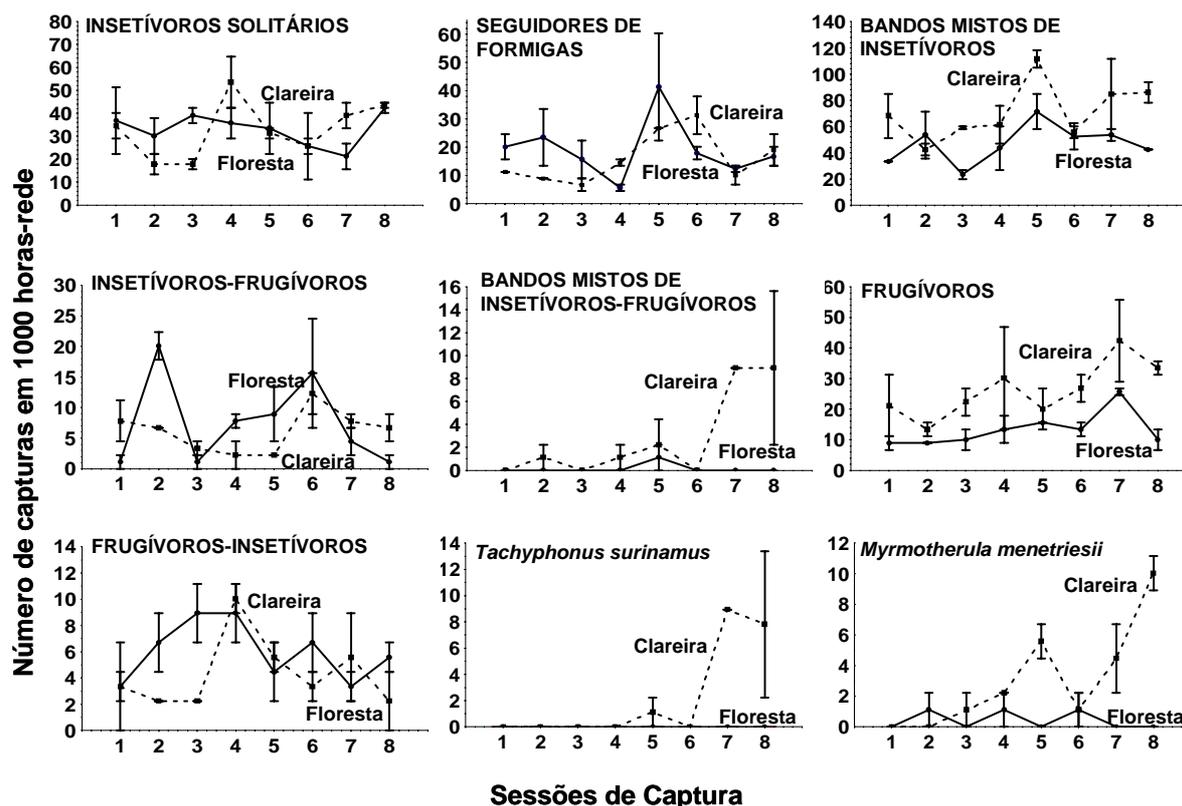
**Insetívoros solitários** – As capturas de insetívoros solitários não diferiram significativamente entre floresta e clareira ( $P = 0.91$ ), apesar de alguns membros da

guilda mostrarem um significativo efeito de habitats. Por exemplo, as capturas foram significativamente maiores em clareiras do que em floresta para *Galbula cyanicollis* e para *Hypocnemis cantator*, enquanto as capturas de *Hylophylax poecilinota* foram significativamente maiores em floresta do que em clareiras. A heterogeneidade interespecífica da resposta resultou na ausência de um efeito de habitat em nível de guilda.

**Seguidores de formigas de correição** – Apesar do número de capturas da guilda de seguidores de formiga de correição não diferir entre clareira e floresta ( $P=0.37$ ), o número de capturas de *Dendrocincla merula* foi significativamente maior em floresta do que em clareira. Em contraste, capturas de *Phlegopsis nigromaculata* foram mais altas em clareira do que em floresta. Novamente a heterogeneidade de resposta em nível interespecífico diminui a magnitude do efeito de habitat em nível de guilda.

**Insetívoros seguidores de bandos mistos** – Os participantes de bandos mistos foram significativamente mais capturados em clareira do que em floresta ( $P<0.001$ ). Várias espécies contribuíram para este padrão: *Thamnophilus schistaceus*, *Thamnomanes caesius*, *Myrmotherula longipennis*, *M. leucophthalma*. Além disso, as capturas de *Myrmotherula menetriesi* mostraram um sinergismo positivo entre habitat e tempo, ou seja, o número de capturas incrementou ao longo do tempo em comparação com o número de capturas em floresta (Figura 5). Em geral, efeitos relacionados com a parcela foram raros nesta guilda e a única exceção, *Thamnophilus aethiops*, mostrou uma significativa interação habitat vs. parcela ( $P=0.007$ ), em que todas as capturas na

parcela C-3 foram em clareira enquanto a maior parte (4 em 5) das capturas na parcela C-2 foram em floresta.



**FIGURA II - 4.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em clareira e em floresta na FLONA Tapajós para as guildas de insetívoros solitários, seguidores de formigas, insetívoros seguidores de bandos mistos, insetívoros-frugívoros solitários, insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos, frugívoros solitários, frugívoros-insetívoros solitários e para as espécies *Tachyphonus surinamus* e *Myrmotherula metriesii*, como resultado de 8 sessões de captura.

### **Abundância relativa das guildas**

Dois especialistas em clareiras são frugívoros, nove são insetívoros e dois são nectarívoros (Tabela 1). A distribuição destes especialistas em clareira entre as guildas alimentares (15.4% frugívoros, 69.2% insetívoros; 15.4% nectarívoros) foi indistinguível das distribuições das outras espécies com 6 ou mais capturas (12.0% frugívoros, 79.0% insetívoros; 9.0% nectarívoros) ( $G=0.15$ ,  $gl=2$ ,  $P=0.93$ ). De modo similar, a distribuição entre as guildas para as 72 espécies capturadas somente em clareira (13.9% frugívoros; 73.6% insetívoros; 12.5% nectarívoros) não foi significativamente diferente da distribuição das 28 espécies capturadas somente em floresta (14.3% frugívoros, 82.1% insetívoros; 3.6% nectarívoros) ( $G=0.01$ ,  $gl=2$ ,  $P=1.0$ ). Além disso, a distribuição de todas as espécies capturadas em clareiras ( $n=108$  espécies, 12.0% frugívoros, 78.7% insetívoros, 9.3% nectarívoros) não foi significativamente diferente da distribuição das espécies capturadas em floresta ( $n=83$  espécies, 14.5% frugívoros, 77.1% insetívoros, 8.4% nectarívoros) ( $G=0.26$   $gl=2$ ,  $P=0.88$ ). Portanto, a estrutura de guildas em clareiras não diferiu da observada em floresta.

A distribuição das capturas diferiu significativamente entre clareira e floresta. Por exemplo, a representação das três classes alimentares diferiu significativamente entre clareira e floresta ( $G=15.39$ ,  $gl=2$ ,  $P<0.001$ ). O hábitat de clareira ( $n=1255$ ) diferiu do de floresta ( $n=960$ ) por apresentar proporções mais altas de frugívoros (17.6% vs. 14.4%) e nectarívoros (8.3% vs. 5.0%), e uma proporção mais baixa de insetívoros (74.1% vs. 80.6%). Para as oito classes de guilda alimentares complexas, a distribuição também diferiu significativamente entre clareira e floresta ( $G=148.48$ ,  $gl=7$   $P<0.001$ ). O hábitat

de clareira ( $n=1255$ ) diferiu do hábitat de floresta ( $n=960$ ) por apresentar proporções mais altas de insetívoros seguidores de bandos mistos (40.4% vs. 33.5%), frugívoros (15.5% vs. 9.9%), nectarívoros (8.6% vs. 5.0%), insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos (1.6% vs. 0.1%) e proporções mais baixas de seguidores de formigas de correição (9.4% vs. 14.3%), insetívoros-frugívoros solitários (2.7% vs. 4.5%), insetívoros solitários (21.5% vs. 27.1%) e insetívoros-frugívoros solitários (0.0% vs. 5.6%).

### **Diversidade**

Comunidades de aves em clareiras e em floresta diferiram nas várias medidas de diversidade, como indicado pela ausência de sobreposição nos intervalos de confiança de 95% das simulações com *bootstrap* (Tabela 3). Por exemplo, o hábitat de clareira apresentou uma maior riqueza, diversidade e número de espécies raras do que o de floresta. O maior número de espécies raras em clareiras em relação ao observado em floresta também foi evidente na distribuição das ordens de abundâncias, a qual foi significativamente diferente entre os dois hábitats (Kolmogorov-Smirnov teste,  $Z=1.701$ ,  $n=114$ ,  $P=0.006$ ).

### **Efeito do tempo**

As razões de captura variaram ao longo do tempo, incrementando desde a primeira sessão de captura em Agosto de 1999 (130 capturas/1000 horas-rede) até Junho de 2001 (180 capturas/1000 horas-rede).

**TABELA II - 3.** Estimativas de *bootstrap* para riqueza de espécies, índice de uniformidade de Camargo, índice de diversidade de Shannon, índice de dominância de Berger-Parker e raridade, baseado sobre amostras em redes de captura em clareira e floresta em floresta de terra firme da FLONA Tapajós, Brasil.

	Índices observados	Estimativa de Bootstrap			
		Média	Mediana	Intervalo de Confiança de 95%	
				Limite inferior	Limite superior
<b>Floresta</b>					
Riqueza	83	74.80	75	70	78
Uniformidade	0.37	0.39	0.39	0.37	0.41
Diversidade	3.69	3.64	3.64	3.56	3.71
Dominância	10.91	10.57	10.61	8.89	12.31
Raridade	58	53	53	49	59
<b>Clareira</b>					
Riqueza	108	92.56	93	87	98
Uniformidade	0.33	0.37	0.37	0.34	0.39
Diversidade	3.84	3.79	3.79	3.73	3.85
Dominância	13.48	12.80	12.80	11.00	14.58
Raridade	79	66.46	66	60	73

O tempo teve um efeito significativo sobre a razão de captura das várias guildas alimentares incluindo todos os frugívoros ( $P=0.001$ ), os frugívoros solitários ( $P<0.001$ ), os nectarívoros ( $P=0.04$ ), os insetívoros solitários ( $P=0.007$ ), os seguidores de formigas ( $P=0.002$ ), os insetívoros seguidores de bandos mistos ( $P<0.001$ ), os insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos ( $P<0.001$ ).

As capturas incrementaram ao longo do tempo para pelo menos um dos dois habitats investigados: frugívoros (clareiras,  $r=0.77$ ,  $P=0.03$ ), frugívoros solitários (clareiras,  $r=0.74$ ,  $P=0.04$ ; floresta,  $r=0.66$ ,  $P=0.08$ ), insetívoros seguidores de bandos mistos (floresta,  $r=0.69$ ,  $P=0.06$ ) e insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos (clareira,  $r=0.68$ ,  $P=0.06$ ). Observou-se uma interação positiva entre tempo e habitat nas capturas de frugívoros, com as razões de capturas em clareiras sendo maiores em seis sessões de captura (sinergismo positivo). Razões de captura de insetívoros incrementaram ao longo do tempo em clareira ( $r=0.81$ ,  $P=0.02$ ). Tempo teve um efeito significativo sobre as capturas de 13 espécies, a maior parte das quais incrementaram ao longo do estudo (Tabela 4).

### **Efeitos da parcela**

Poucos efeitos significantes foram encontrados e nenhum foi evidente para o total das capturas, riqueza ou diversidade. Em relação as guildas, identificou-se um efeito para os nectarívoros. O beija-flor *Phaethornis superciliosus* foi o único representante em que o efeito de parcela foi significativo ( $P=0.05$ ). Efeito de parcela também foi identificado nas razões de captura de dois insetívoros (*Attila spadiceus*,  $P=0.03$ ; e *Myrmotherula*

*longipennis*,  $P=0.02$ ) e um frugívoro, *Pipra íris* ( $P=0.008$ ). Em contraste com as razões de captura, as parcelas diferiram na composição de espécies de clareiras ( $\chi^2=78.32$ ,  $gl=33$ ,  $P<0.001$ ) e de floresta ( $\chi^2=66.06$ ,  $gl=33$ ,  $P= P<0.001$ ). Diferenças entre as parcelas também ocorreram em relação a composição das guildas simples ( $\chi^2=16.74$ ,  $gl=3$ ,  $P<0.001$ ) e complexas ( $\chi^2=28.73$ ,  $gl=8$ ,  $P<0.001$ ) em clareiras, mas não em floresta.

**TABELA II - 4.** Espécies que mostraram uma mudança significativa na razão de captura ao logo de oito sessões de captura em clareira e em floresta em floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil. Correlação de Spearman entre a razão de captura e o tempo são mostradas separadamente para clareira e floresta. Valores de P são referentes a um significativo efeito de tempo ou significativo efeito da interação entre tempo e hábitat (*Myrmotherula menetriesii*, *Tachyphonus surinamus*)

Espécies	<i>r</i>		ANOVA	
	Clareira	Floresta	F <sub>7,210</sub>	P
<i>Dichrozona cincta</i>	0.44	-0.15	2.23	0.030
<i>Dendrocincla merula</i>	0.53	-0.10	3.87	0.001
<i>Geotrygon Montana</i>	0.30	0.09	2.49	0.020
<i>Hylophylax poecilonota</i>	0.34	-0.04	2.91	0.006
<i>Myiobius barbatus</i>	0.12	0.72*	3.60	0.001
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	0.55	0.43	3.66	0.001
<i>Myrmotherula longipennis</i>	0.55	0.46	3.90	0.001
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	0.84**	-0.17	2.84	0.008
<i>Phaethornis superciliosus</i>	0.73*	0.11	2.44	0.020
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	0.24	0.29	2.41	0.020
<i>Pipra iris</i>	0.25	0.42	1.82	0.040
<i>Pipra rubrocapilla</i>	0.88**	0.49	2.97	0.005
<i>Tachyphonus surinamus</i>	0.76*	0.00	4.27	<0.001

\*P≤0.05; \*\*P<0.01

## DISCUSSÃO

Diferenças significativas na distribuição das capturas entre sítios em clareira e sítios com dossel contínuo eram esperadas para algumas espécies de aves, dada as diferenças entre clareira e floresta na distribuição da densidade da folhagem e da composição das espécies de plantas (Brokaw 1982a, 1985a), detritus (Whitmore 1978), microclima (Hallé *et al.* 1978, Chazdon & Fetcher 1984) e produtividade (Hallé *et al.* 1978). Aves respondem a estas diferenças, particularmente quando elas resultam em uma variação na produção de recursos alimentares (ver Blake & Hoppes 1986, Levey 1988a) e microclima (Karr & Freemark 1983). Realmente, 29% das 58 espécies com tamanho amostral adequado ( $n \geq 6$ , teste exato de Fisher) capturadas na FLONA Tapajós corroboraram esta hipótese. Contudo, 29% é um número intermediário comparado com a distribuição observada em outros estudos (16% - 71%, Tabela 5). Isto sugere que para muitas espécies de aves amazônicas, o contraste entre os habitats de terra firme pode não ser tão evidente quanto na Costa Rica (45%, 19/42 espécies) ou Porto Rico (71%, 5/7 espécies). Ou, espécies com forte associação com habitat podem ser raras na FLONA Tapajós.

Das espécies que mostraram uma significativa associação com um dos dois habitats investigados, a maioria (76%) foi capturada mais freqüentemente em clareira do que em floresta (13 em clareira e 4 em floresta). Isto é consistente com os resultados de estudos anteriores (Tabela 5).

**TABELA II - 5.** Sumário de estudos com clareiras através de redes de captura em floresta tropical incluindo este estudo (FLONA Tapajós) e outros estudos desenvolvidos no Panamá (Limbo Hunt Club; Schemske & Brokaw 1981), Costa Rica (La Selva; Levey 1988a) e Porto Rico (El Verde; Wunderle *et al.* 1987).

Característica	FLONA Tapajós	Limbo Hunt Club	La Selva	El Verde
Tamanho da clareira (m <sup>2</sup> )	280	130	>89*	117
Total de espécies capturadas em clareira	107	66	77	10
Total de espécies capturadas em floresta	81	53	60	11
Total de capturas em clareira	1256	409	997	112
Total de capturas em floresta	960	417	637	69
Percentagem de espécies com associação significativa por um dos dois habitats	29% (17/58)	16% (5/31)	45% (19/42)	71% (5/7)
Percentagem de espécies especialistas em clareira	76%	60%	89%	57%
Percentagem de espécies de clareira	72% (72/100)	67% (42/63)	71% (55/77)	43% (6/14)
Percentagem de espécies exclusivas de clareira	84% (31/37)	73% (19/26)	72% (28/39)	50% (3/6)
Guildas das espécies especialistas em clareira				
Frugívoros	15.4% (2/13)	20% (1/5)	58% (10/17)	20% (1/5)
Nectarívoros	15.4% (2/13)	20% (1/5)	23.5% (4/17)	40% (2/5)
Insetívoros	69.2% (9/13)	60% (3/5)	17.6% (3/17)	40% (2/5)

\* O tamanho das clareiras não é dado, mas é maior do que a mediana das clareiras de 89m<sup>2</sup> (Levey 1988a).

1 Percentagem de espécies com tamanho amostral suficiente ( $n \geq 6$  capturas, teste exato de Fisher) que mostraram uma significativa associação com um dos dois habitats investigados (floresta e clareira).

2 Percentagem de espécies que mostraram uma distribuição com desvio significativo em direção a clareira.

3 Percentagem de espécies com mais capturas em clareira do que em floresta. A base para obter a percentagem é o número total de espécies que tinham mais capturas em um dos habitats (clareira ou floresta).

4 Percentagem de espécies capturadas exclusivamente em clareira. A base para obter a percentagem é o número total de espécies que eram capturadas em somente um dos habitats.

Também foi evidente no Panamá e na Costa Rica que espécies exclusivas para um hábitat e espécies com mais capturas em um hábitat do que no outro mostraram um desvio em direção ao hábitat de clareira (Tabela 5). Além disso, a riqueza de espécies em clareira foi maior do que em floresta, uma diferença observada na maior parte dos estudos.

### **Distribuição em guildas**

As clareiras, em comparação com sítios em floresta com copa contínua, apresentam uma razão de captura mais elevada para o total das capturas e também para cada uma das guildas simples consideradas (frugívoros, nectarívoros e insetívoros). Clareiras são consideradas mais atrativas do que floresta com dossel contínuo devido ser um tipo de hábitat que se assemelha a uma borda, devido a uma maior densidade de folhagem no nível das redes e devido a uma maior produtividade (Shemske & Brokaw 1981). A maior produtividade do sub-bosque de clareira em relação ao sub-bosque de floresta com dossel contínuo pode resultar em pontos de alta de produtividade. Estes pontos de produtividade podem ser especialmente evidentes sobre os solos com baixa fertilidade da floresta de terra firme na FLONA Tapajós. A maior produtividade das clareiras em relação sub-bosque do entorno pode resultar em uma concentração de recursos alimentares (por exemplo, insetos, flores e frutos), os quais podem atrair uma grande quantidade de aves (Blake & Hopes 1986, Feinsinger *et al.* 1988, Levey 1988a), resultando em um ponto de concentração de biodiversidade.

Flores e frutos parecem ser mais comuns em clareiras do que no sub-bosque de floresta com dossel contínuo. Contudo, em ambos os hábitats estes recursos foram

escassos, como também já foi observado no sub-bosque da floresta de terra firme ao norte de Manaus (Gentry & Emmons 1987). A raridade de flores e frutos pode ser uma razão para a baixa abundância relativa de frugívoros e nectarívoros em amostras de Manaus (Bierregaard 1990a) e da FLONA Tapajós (Henriques *et al.* 2003 e Capítulo I). Apesar das razões de captura de nectarívoros e frugívoros serem mais altas em clareiras do que em floresta, as diferenças em suas respectivas abundâncias relativas entre os dois habitats foram relativamente baixas. Além disso, em clareiras, onde elas são esperadas para serem mais abundantes, nectarívoros e frugívoros constituíram somente 24% das espécies especialistas, sendo 12% de cada uma das duas guildas. Somente duas das 13 espécies especialistas em clareira eram nectarívoros (*Phaethornis longuemareus* e *Thalurania furcata*) e dois era frugívoros (*Pipra iris* e *Pipra rubrocapilla*). Contudo, a abundância relativa de nectarívoros e frugívoros em clareira ocorreu dentro da distribuição de valores observados em estudos anteriores (Tabela 5).

Como em outras florestas tropicais (ver Karr *et al.* 1990), insetívoros constituiu a guilda alimentar predominante, com base tanto na riqueza de espécies e como no número de capturas em clareira e em floresta. Contudo, razões de captura para insetívoros foram maiores em clareira do que em floresta. Este resultado pode ser atribuído a folhagem densa das clareiras, que representa um excelente substrato para a captura de artrópodes nas folhas e galhos (*gleaning*), bem como um poleiro para a captura aérea (*aerial sallying*). Entretanto, nem todos os insetívoros mostraram uma associação com habitat, como evidente quando a guilda de insetívoros foi subdividida em guildas baseadas sobre a sociabilidade e presença de frutos na dieta.

Insetívoros de bandos mistos são os mais conspícuos grupos de aves na FLONA Tapajós, bem como a guilda predominante tanto em clareira como em floresta. O

tamanho da guilda é influenciado pela inclusão de espécies que somente ocasionalmente se juntam aos bandos (membros facultativos), juntamente com as espécies obrigatórias e a espécie nuclear. Apesar da predominância tanto em floresta como em clareira, a guilda de insetívoros seguidores de bandos mistos foi capturada em uma maior proporção e possui uma maior importância relativa para clareira do que para floresta. A concentração das espécies dessa guilda em clareira ou na borda de clareira tem sido observada em estudos anteriores (ver Munn & Terborgh 1979), especialmente em sítios com abundância de cipós ou pequenos galhos (Gradwohl & Greenberg 1980).

Insetívoros que capturam artrópodes na folhagem do sub-bosque geralmente se alimentam em grupos grandes, ao contrário de espécies que se alimentam em outros substratos ou que usam outras técnicas de captura de insetos, muitos dos quais se alimentam solitários ou em casais (Greenberg & Gradwohl 1985). A maior parte das *Myrmotherulas*, cujas espécies são características dos bandos mistos, foi capturada em clareira. Além disso, *Myrmotherylas axillaris* e *M. ornata*, que foram relativamente raras na área de estudo, foram capturadas somente em clareiras. Também na Costa Rica duas espécies de *Myrmotherula* também mostraram uma maior razão de capturas em clareira do que em floresta (Levey 1988a).

A presença de uma espécie nuclear no bando misto (por exemplo, *Thamnomanes caesius*) em clareira ou em borda de clareira também contribui para uma maior atratividade desse hábitat às espécies de insetívoros seguidores de bandos mistos. Como espécie nuclear, *T. caesius* tem um papel importante em manter a coesão e direcionar o movimento do bando (Stotz 1993). A maior frequência de captura de *T. caesius* em clareira do que em floresta sugere sua prevalência no nível das redes

em clareiras. Esta espécie é extremamente conspícua em movimento e em vocalização, atraindo outros insetívoros e incrementando suas probabilidades de captura em clareiras. Contudo, quando forrageando em floresta, *T. caesius* ocorre principalmente no estrato médio, acima das redes, onde está disponível um grande número de poleiros, conseqüentemente atraindo os membros do bando para este estrato e reduzindo as suas probabilidade de captura em redes no sub-bosque da floresta com dossel contínuo.

Outras guildas de insetívoros, tais como os insetívoros solitários, os seguidores de formigas e os insetívoros-frugívoros não apresentaram diferenças em suas razões de captura em clareira e floresta, apesar de algumas espécies que constituem essas guildas apresentarem um desvio para um dos dois hábitats. Por exemplo, apesar dos seguidores de formigas serem capturados tanto em floresta como em clareira, as espécies apresentaram algumas diferenças no uso do hábitat de clareira, possivelmente devido o modo de forrageamento estar relacionado com a estrutura da vegetação. Ou seja, a folhagem densa da vegetação de clareiras pode dificultar o movimento e o forrageamento de *Dendrocincla merula*, que tem como requerimento um sub-bosque mais aberto com a presença de troncos verticais grossos, os quais são utilizados para subir antes de voar até próximo ao chão para capturar as presas deslocadas pelas formigas. Por outro lado, a densa vegetação da clareira pode favorecer as espécies que capturam as presas próximas ao chão, mas que permanecem pousadas em poleiros verticais finos (galhos ou troncos de arvoretas), como por exemplo os papa-taocas *Regmatorhina gymnops* e *Phlegopsis nigromaculata*. O mesmo tem sido sugerido para hábitats secundários (Borges & Stouffer 1999).

### **Mudanças ao longo do tempo**

A vegetação das clareiras sofre mudanças sucessionais rápidas, pelo menos na primeira fase, que corresponde aos 4 primeiros anos após a formação (Fraver *et al.* 1998). Conseqüentemente, algumas espécies podem responder a estas mudanças, como observado em algumas espécies para os dois anos de duração deste estudo. Consistente com este resultado foi o fato do total das capturas e o total das capturas de insetívoros terem incrementado ao longo do tempo mas rapidamente em clareira do que em floresta. Além disso, duas espécies (*Myrmotherula menetriesii* e *Tachyphonus surinamus*) exibiram um incremento no número de capturas ao longo do tempo em clareira, enquanto sua abundância não variou em floresta.

Incremento no número de capturas ao longo do tempo também pode ter resultado de um influxo de aves das áreas adjacentes, que foram exploradas para retirada seletiva de madeira. Aumentos das razões de captura também ocorreram em fragmentos florestais na Amazônia após o corte das florestas em volta (Bierregaard & Lovejoy 1989, Bierregaard 1990b). O fato da maior parte das espécies que apresentaram mudanças na razão de captura terem mostrado um incremento ao longo do tempo também suporta a hipótese de influxo. Além disso, dois especialistas em floresta (*Dendrocincla merula* e *Hylophylax poecilinota*) incrementaram durante este estudo, como pode ser esperado a partir de um influxo de espécies florestais. É difícil distinguir incremento decorrente das mudanças locais (por exemplo, a sucessão em clareiras) daquele decorrente de eventos que ocorrem em volta da área de estudo (por exemplo, exploração madeireira). Contudo, a magnitude do efeito observado em clareira sugere um sinergismo positivo.

### **Contribuição de aves de copa e de médio-bosque para clareiras**

Em algumas florestas tropicais, espécies de copa seguem o contorno da copa e descem até próximo ao chão em clareiras (Orians 1969, Pearson 1971). Estas espécies se alimentam na interface folhagem-ar, um limite onde a luz solar incide diretamente sobre a vegetação. Como esta é uma área de alta concentração de recurso, esta interface é uma zona importante (Stiles 1979), a qual vai desde a copa até a clareira para muitas espécies, onde poderíamos encontrar uma alta proporção de especialistas em clareira (Wunderle *et al.* 1987). Contudo, nenhum dos especialistas em clareira que ocorreram na FLONA Tapajós pode ser considerado como uma espécie de copa.

Resultados similares aos encontrados na FLONA Tapajós também foram encontrados em outros estudos, ou seja, as espécies de copa também foram raras entre as espécies de clareira no Panamá (Schemske & Brokaw 1981) e na Costa Rica (Levey 1988a). Contudo, a prevalência de espécies de copa em clareira depende do tipo de floresta (Wunderle *et al.* 1987, Levey 1988a). Por exemplo, espécies de copa predominaram em clareiras em uma floresta localizada no cinturão de furacões, onde as árvores eram relativamente baixas (20-24 m), as clareiras eram raras e os especialistas em clareira eram ausentes (Wunderle *et al.* 1987). Além disso, frugívoros de clareira podem dispende a maior parte do seu tempo consumindo frutos na copa da floresta em uma floresta de encosta na Costa Rica, obscurecendo a distinção entre clareira e espécies de copa (P. Feinsinger & K. G. Murray, comunicação pessoal citada em Levey 1988a). Portanto, para florestas continentais, como as estudadas aqui, os especialistas em clareira são aves que utilizam principalmente os níveis mais baixos,

com algumas poucas espécies podendo seguir o contorno da folhagem em direção a copa, mais não o inverso.

Aproximadamente 46% das espécies especialistas em clareira e 46% das espécies de clareira também ocorrem no médio-bosque da floresta. A proximidade do médio-bosque do chão e a maior largura do estrato usado por espécies do médio-bosque, comparado com as espécies de copa (Walther 2002), incrementa a probabilidade de espécies de médio-bosque entrarem dentro de clareiras e de sub-bosque. Além disso, espécies de médio-bosque podem se deslocar para os estratos mais baixos nos horários mais quentes do dia (Pearson 1971, 1977; Walther 2002), incrementando a probabilidade de captura. Este pode ser o caso de especialistas em clareira que são membros de bandos mistos (por exemplo, *Myrmotherula leucophthalma* e *M. menetriesii* e *Thamnomanes caesius*) e membros insetívoros-frugívoros de bandos mistos, por exemplo, *Tachyphonus surinamus*. Por outro lado, o comportamento de corte dos machos de *Pipra rubrocapilla* sugere que o médio-bosque é primariamente usado para as exibições em leques, enquanto as clareiras seriam utilizadas como áreas de forrageamento (observação pessoal).

### **Espécies raras**

Como em prévios estudos com redes em florestas tropicais, a maior parte da amostra em redes de captura na FLONA Tapajós é composta por espécies raras (ver Henriques *et al.* 2003 e o Capítulo I). A distribuição de espécies raras não foi homogênea com respeito a clareira e floresta. Clareiras apresentaram mais espécies raras do que florestas (79 vs. 58), em consequência, o hábitat de clareira apresentou uma maior diversidade e equitabilidade e uma menor dominância em comparação com o hábitat de

floresta. O maior número de espécies raras em clareira do que em floresta também pode estar refletindo a maior variabilidade dos sítios de clareira em relação aos de floresta. Contudo, algumas espécies podem ser raras porque redes de captura são um método altamente seletivo (Karr 1981, Bierregaard 1990a, Remsen & Good 1996). Na FLONA Tapajós, aproximadamente 37% das espécies raras no sub-bosque de floresta de terra firme têm sua raridade associada às amostragens com redes de captura (Henriques *et al.* 2003, Capítulo I). Por exemplo, espécies terrícolas, tais como *Myrmothera campanisona*, são freqüentemente ouvidas mas raramente capturadas, pois se alimentam enquanto estão andando e raramente voam.

### **Tamanho da clareira**

O tamanho da clareira, além do estágio da sucessão, é um importante fator para atrair espécies especialistas em clareira. Por exemplo, clareiras grandes podem ser mais atraentes do que clareiras pequenas para espécies frugívoras devido a alta densidade de plantas frutificando em clareiras grandes (Levey 1988a). A amostragem de clareiras grandes, formadas pela queda de várias árvores, pode auxiliar na identificação de outras espécies especialistas em clareira. Por exemplo, espécies que podem fazer parte dessa lista incluem *Arremon taciturnus* e *Cyanocopsa cyanoides*, as quais foram freqüentemente observadas em clareiras grandes. *Cyanocopsa cyanoides* foi considerado especialista em clareira no Pananá (Schemske & Brokaw 1991) e *Arremon aurantiirostris* foi considerado um especialista em clareira na Costa Rica (Levey 1988a). Finalmente, há um incremento no número de espécies de copa que utilizam clareiras com o aumento do tamanho das clareiras, como sugerido pelas observações de *Myrmotherula brachyura* e *Tyranopsis luteiventris* na FLONA Tapajós.

A relativa escassez de espécies especialistas em floresta, cujo número de capturas foi significativamente menor em clareiras do que em floresta com dossel contínuo, pode estar relacionado ao tamanho amostral (ou seja, a área de floresta com dossel contínuo é maior que a área de clareira natural). Contudo, este fator sozinho não explica completamente a relativa raridade de espécies que evitam clareiras. Para muitas espécies de sub-bosque de floresta com dossel contínuo, as clareiras ou pelo menos as bordas das clareiras não puderam ser regularmente evitadas devido a ampla distribuição de tamanhos de clareiras estudadas. Todas as espécies especialistas em floresta da FLONA Tapajós (*Dendrocincla merula*, *Hylophylax poecilinota*, *Platyrrinchus coronatus*) tinham pelo menos algumas capturas em clareiras. *Platyrrinchus coronatus* foi o único especialista em floresta que ocorreu na América Central e foi também ausente das clareiras na Costa Rica (Levey 1988a). O ato de espécies especialistas em floresta evitarem clareiras incrementa com o tamanho da clareira, pelo menos nos primeiros estágios de sucessão, devido a relutância de muitas espécies em cruzar áreas abertas, como observado para os seguidores de formigas (ver Willis e Oniki 1978).

### **Aves especialistas em clareiras**

Dezenove espécies (7% das 274 espécies da avifauna nuclear da floresta de terra firme na FLONA Tapajós) são especialistas em clareiras. Este número é composto pelas 13 espécies capturadas mais freqüentemente em clareira do que em floresta e pela inclusão de *Thamnophilus aethiops*, cuja interação entre parcela vs. hábitat indicou um desvio para clareira em uma das duas parcelas, e por cinco espécies foram raras em redes mas foram comumente observadas em clareira ou na borda de clareira, as quais

incluem *Cercomacra nigrescens*, *Myrmeciza hemimelaena*, *Myrmothera campanisona*, *Myiozetes luteiventris*, *Arremon taciturnus* e *Cyanocompsa cyanoides*. Se excluirmos as espécies de clareira que podem ser encontradas na copa da floresta ou no médio-bosque, então este grupo pode ser composto por 11 espécies: *Phaethornis longuemareus*, *Thalurania furcata*, *Hypocnemis cantator*, *Myrmeciza hemimelaena*, *Myrmotherula longipennis*, *Myrmothera campanisona*, *Thamnophilus schistaceus*, *T. aethiops*, *Pipra íris*, *Arremon taciturnus* e *Cyanocompsa cyanoides*.

## CAPÍTULO III

### Efeitos da Exploração Madeireira de Baixo Impacto sobre uma Comunidade de Aves de Sub-bosque na Floresta Nacional do Tapajós

*Abstract – Effects of low impact selective logging on an understory bird community in the Tapajós National Forest.* This study compares the avian response to low impact selective logging by comparing the distribution in control and cut forest at the Tapajós National Forest along five years with before and post-harvest samples. Despite low harvest rates (18.7 m<sup>3</sup>/ha), the estimative of bird species richness, diversity, rarity and dominance was lower in the cut forest than control. The ordination procedure showed that the heterogeneity of the bird community post-harvest was higher than the heterogeneity of samples before harvest, this are indicate that despite of the differences in a community composition and in an abundance of some species between the blocks in cut and control Forest before harvest, this differences were more profound because logging activities. Moreover, the order of abundances of the 43 most common species was changed between before and 3 to 4 years post-harvest in the logged forest. Logging affected capture rates for 20 species, either directly or with an interaction with time. The terrestrial insectivorous and mixed-species flocks were the guilds more affected by logging. Both guilds showed decline, correlation with time, in abundances in cut forest. Obligate army ant followers and arboreal insectivorous not showed differences between cut and control forest, but some species of these guilds showed logging effects, either directly or with an interaction between time and logging. Frugivores not showed logging effects also. Nectarivore increased in the as cut forest and in the control forest. Temporal effects of increase or decline showed in guilds and in 12 species happen in the cut and control forest. This result suggests that temporal changes in the cut forest may have resulted from succession and temporal changes in the control forest may have resulted from harvest with 40m<sup>3</sup>/ha intensity. Overall

logging effects were relatively minor, suggesting that low harvest rates and low impact methods coupled with long rotation periods and forest reserves could play an important role in maintaining avian diversity in Amazon forests.

*Key words:* bird communities, disturbance, logging effects, selective logging, understory birds, amazon forest

*Resumo* – Este estudo compara a resposta de uma comunidade aves à exploração madeireira de baixo impacto através da comparação de clareiras e sub-bosque em parcelas controle e em parcelas exploradas na Floresta Nacional do Tapajós ao longo de cinco anos com amostragem pré e pós-exploração. Apesar da baixa intensidade de exploração ( $18.7 \text{ m}^3/\text{ha}$ ), as estimativas de riqueza de espécies, diversidade, dominância e raridade foram mais baixas na floresta manejada do que na floresta controle. O procedimento de ordenação da comunidade mostrou que a heterogeneidade da comunidade de aves após a exploração madeireira foi maior que a heterogeneidade entre as amostras do período de pré-exploração, indicando que apesar das diferenças existentes na composição da comunidade e na abundância de algumas espécies entre as parcelas localizadas em floresta controle e em floresta manejada no período anterior a exploração, essas diferenças foram aprofundadas em decorrência da exploração madeireira. Além disso, a ordem das abundâncias das 43 espécies mais comuns foi alterada entre o período anterior à exploração e 3 a 4 anos após a exploração na floresta manejada. A exploração madeireira afetou as razões de captura de 20 espécies, diretamente ou através de uma interação com o tempo. Os insetívoros terrícolas e os insetívoros que seguem bandos mistos são as guildas mais afetadas pela exploração madeireira. Ambas as guildas mostraram declínio, correlacionado com o tempo, em suas abundâncias em floresta manejada. Insetívoros seguidores de formigas e insetívoros arborícolas não apresentaram diferenças entre a floresta manejada e controle, apesar de algumas espécies dessas guildas terem apresentado efeitos

relacionados ao manejo florestal, diretamente ou através de uma interação entre o tempo e o manejo. Frugívoros também não apresentaram efeitos significativos relacionados ao manejo florestal. Nectarívoros incrementaram tanto na floresta explorada como na floresta controle. Efeitos temporais de incremento ou declínio observados em guildas e em 12 espécies ocorreram tanto na floresta controle como na floresta explorada. Este resultado sugere que mudanças temporais na área explorada podem estar relacionadas a sucessão enquanto que mudanças temporais na floresta controle podem estar relacionados à exploração com intensidade de 40m<sup>3</sup>/ha de parcelas adjacentes. De maneira geral, os efeitos da exploração madeireira foram inferiores aos relatados em explorações comerciais, sugerindo que a intensidade de exploração baixa e métodos de baixo impacto com longos períodos de rotação e reservas florestais podem ter um importante papel na conservação da diversidade de aves na floresta amazônica.

*Palavras-chave:* comunidades de aves, perturbação, efeitos da exploração madeireira, exploração seletiva de madeira, aves de sub-bosque, floresta amazônica

## INTRODUÇÃO

A razão de desmatamento da floresta Amazônica esta entre as maiores dos trópicos (Whitmore 1997). Na Amazônia Brasileira, que constitui dois terços da bacia, o desmatamento tem acelerado recentemente de 1.1 milhão hectares por ano em 1991, para cerca de 1.5 milhão de hectares por ano entre os anos 1992 a 1994 e para 2 milhões de hectares por ano entre os anos de 1995 até 1997 (INPE 1996, 1998). A maior parte deste desmatamento resulta da conversão da floresta primária em áreas para agricultura ou pastagens. Impactos da exploração madeireira sobre a vegetação não têm sido muito bem documentado nessas imagens de satélite. Entretanto, o recente incremento da exploração madeireira na Amazônia certamente tem contribuído para um acentuado aumento da degradação florestal e da probabilidade de fogo (Uhl & Buschbacher 1985, Uhl & Kauffman 1990).

A Amazônia é a região com mais alta biodiversidade do planeta. A conservação dessa biodiversidade em face ao acelerado desmatamento e degradação florestal é um desafio. Apesar do estabelecimento de unidades de conservação ser fundamental neste esforço, a maior parte dessas unidades é tão pequena que a implementação de abordagens complementares é igualmente importante. Recentemente, florestas secundárias, plantações em sistemas agroflorestais e florestas sob manejo, inclusive da para a retirada de madeira, têm sido reconhecidas como de alto valor para a conservação da biodiversidade das florestas tropicais (Finegan 1992, Lugo 1995, Turner & Corlett 1996). Além disso, o manejo florestal para a retirada de madeira pode representar uma das poucas atividades economicamente viáveis que podem sustentar a alta biodiversidade de florestas tropicais em grandes áreas (Frumhoff 1995, Chazdon

1998, Whitman *et al.* 1998). Contudo, a maior parte das atuais práticas de exploração madeireira têm uma visão de curto prazo e freqüentemente se baseiam em modelos não sustentáveis, provocando degradação florestal e perda de biodiversidade (Uhl & Vieira 1998, Frumhoff 1995).

O governo brasileiro tem respondido ao desmatamento e ao aumento da degradação decorrente da exploração madeireira na Amazônia com uma variedade de políticas. Uma das mais controversas é a decisão de permitir a exploração madeireira de 14 milhões de hectares de florestas em 39 florestas nacionais. Esta decisão foi baseada em dados que indicam que cerca de 80% da madeira extraída na Amazônia é realizada de forma ilegal e que aproximadamente 400 companhias brasileiras de extração de madeira não utilizam qualquer prática aceitável para limitar os danos florestais (Walker 1996). Com esta política, o governo brasileiro espera favorecer uma atitude mais responsável por parte das companhias madeireiras.

A FLONA Tapajós é a primeira floresta nacional que sofre este tipo de intervenção. Uma área de 5000 ha foi estabelecida para demonstração de manejo florestal (Barros & Jardim 1996) . Em 1997, 200 hectares de floresta primária sofreram exploração de baixo impacto (aproximadamente 20 m<sup>3</sup>/ha). Em novembro de 1999, foi iniciada a exploração de 500 ha de floresta pela iniciativa privada. A intensidade da exploração foi aumentada para 40 m<sup>3</sup>/ha (cerca de seis árvores por hectare), o que esta próximo à intensidade das explorações comerciais praticadas fora da FLONA Tapajós. Em 2003, uma área de 3.200 ha já havia sido totalmente explorada utilizando essa mesma intensidade.

Os efeitos econômicos e silviculturais da exploração madeireira têm sido relativamente bem estudados em florestas tropicais (Withmore 1997). Contudo,

somente recentemente estes estudos têm examinado os efeitos sobre animais (Frumhoff 1995, Mason & Thiollay 2001). Comparações entre esses estudos são difíceis pois eles diferem em um grande número de detalhes importantes. Por exemplo, os estudos diferem na composição das comunidades de plantas e animais; na escala geográfica, nos métodos de exploração madeireira, na intensidade, extensão e períodos após a exploração, nos tratamentos silviculturais posteriores à exploração madeireira, na presença, extensão e proximidade de florestas intactas e na presença e intensidade de caça.

Apesar de provavelmente uma variedade de taxa responderem diferentemente aos efeitos da exploração madeireira, somente uma limitada diversidade de animais tem sido estudada. As aves talvez sejam o grupo mais largamente estudado (Whitman *et al.* 1998, Mason & Thiollay 2001). Contudo, a maior parte dos estudos sobre efeitos de exploração madeireira são relativamente limitados devido deficiências no desenho experimental (Whitman *et al.* 1998). Por exemplo, alguns estudos falharam ao verificar a similaridade entre os sítios controle e sítios de tratamento antes e depois da exploração. Em outros, as amostragens das aves eram restritas as áreas mais afetadas pela exploração (por exemplo, ramais de arraste e clareiras abertas pela exploração) e ignorada a matriz florestal circundante, onde a comunidade de aves poderia ter sido menos afetada. Finalmente, nenhum estudo tem seguido o efeito da exploração por um período de tempo longo.

A despeito das dificuldades de comparações entre os vários estudos sobre os efeitos da exploração madeireira sobre as comunidades de aves, alguns padrões gerais de resposta começam a aparecer (e.g., Mason & Thiollay 2001). Como com a maior parte dos estudos sobre perturbação, dois fatores são úteis para estabelecer as bases

para o entendimento dos efeitos diretos da exploração madeireira sobre comunidades de aves: a extensão e a intensidade da exploração madeireira e a quantidade de tempo após a exploração no qual mudanças sucessionais ocorrem. Não é surpreendente que a maior quantidade de madeira explorada sobre um sítio implique em uma maior mudança estrutural da floresta e correspondentemente a um maior impacto sobre as comunidades animais (e.g., Johns 1991, Mason 1996). Nos primeiros anos após a exploração, a estrutura da vegetação em sítios explorados é inversa a da floresta original devido ao sub-bosque denso e a copa aberta. Estas mudanças na estrutura florestal persistem por um tempo considerável e têm grande efeito sobre as comunidades animais, principalmente devido mudanças no microclima, fontes alimentares, substrato de forrageamento, vulnerabilidade ao predador (Mason & Thiollay 2001). Mason & Thiollay (2001) resumiam a sensibilidade ou resiliência de aves tropicais a exploração madeireira ao longo de 4 gradientes refletindo as características ecológicas das várias espécies. Estes quatro gradientes incluem:

- 1) Uso vertical do hábitat – Espécies de copa tendem a ser mais resilientes em contraste com espécies de sub-bosque e terrícolas, que são mais sensíveis à exploração madeireira.
- 2) Uso horizontal do hábitat – Espécies especialistas em borda tendem a ser mais resilientes em contraste com espécies característica do interior da floresta, que são mais sensíveis.
- 3) Dieta – Nectarívoros e frugívoros tendem a ser mais resilientes em contraste com insetívoros, os quais são mais sensíveis.
- 4) Tamanho do corpo – espécies de tamanho pequeno tendem a ser mais resilientes em contraste com espécies de grande porte, que são mais sensíveis.

Espécies de aves do interior da floresta, especialmente as do sub-bosque ou insetívoros terrícolas, são as espécies mais vulneráveis aos efeitos da exploração madeireira. Esta também é a guilda mais negativamente afetada pela fragmentação florestal na Amazônia (Stouffer & Bierregaard 1995a). Após a exploração madeireira, declínio da população pode também ser causado devido aos requerimentos ecológicos das espécies, por exemplo, cavidades em árvores grandes para nidificação ou dependência de frutos de espécies vulneráveis à exploração (Mason & Thiollay 2001). Declínio da população não são as únicas respostas à exploração madeireira já que algumas espécies incrementam nos habitats secundários resultantes da abertura de copa. Tal incremento é evidente em alguns nectarívoros e frugívoros e igualmente em alguns insetívoros típicos de borda de floresta e de clareiras (Thiollay 1992). Tanto a diversidade como a riqueza pode incrementar rapidamente após a exploração madeireira em algumas florestas e em alguns taxa (e.g., Isabirye-Basuta & Kasenene 1987).

Os efeitos indiretos da exploração madeireira sobre as comunidades animais resultam da construção de estradas, as quais abrem acesso a áreas florestais inacessíveis para colonos, resultando em incremento na conversão de áreas florestais para agricultura e sobrecaça (e.g., Robinson *et al.* 1999, Mason & Thiollay 2001). Estes efeitos indiretos podem causar mais danos às comunidades animais do que os efeitos diretos da exploração madeireira onde o manejo florestal é desenvolvido de maneira controlada (Robinson *et al.* 1999).

Este capítulo visa analisar os impactos da exploração de baixo impacto sobre as aves de sub-bosque. Essas aves são particularmente sensíveis aos distúrbios que provocam a abertura do dossel florestal (Karr 1982, Wong 1985, Lovejoy *et al.* 1986,

Johns 1991, Thiollay 1992, 1997) e são potencialmente as mais afetadas pela exploração da madeira, pois a estrutura e o microclima deste microhábitat, caracterizado pela baixa luminosidade e alta umidade, são fortemente alteradas pela exploração madeireira. Pergunta-se: 1) como a comunidade de aves difere em relação à composição de espécies e abundância ao longo do tempo; 2) como e se a diversidade e riqueza de espécies é afetada pela extração madeireira; 3) se existem grupos ecológicos que apresentam diferenças em sua vulnerabilidade a extração de madeira. Este estudo difere de estudos anteriores ao comparar populações de aves antes e depois da exploração madeireira de baixo impacto em sítios localizados em área explorada e em sítios controle localizados próximos à área explorada, caracterizando a resposta temporal ao longo de um período de pós-exploração de cerca de quatro anos, no qual o crescimento secundário da vegetação nas áreas exploradas é mais rápido.

## ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido na FLONA Tapajós. Uma descrição detalhada da área é apresentada no Capítulo I. O experimento foi conduzido sobre uma grade de 5000 ha ( $3^{\circ} 21'21''$  S,  $54^{\circ} 56'58''$  W) estabelecida para demonstração de manejo florestal para retirada de madeira. Os sítios de amostragem correspondem a duas parcelas disjuntas (C-1 e C-3), localizadas na Quadra Testemunha, a qual é mantida como controle da exploração e dos tratamentos silviculturais planejados para a área, e duas parcelas manejadas disjuntas (B-18 e B-2), localizadas na Quadra 4 e exploradas através de manejo florestal de baixo impacto. Todas as parcelas possuem uma área de 100 ha.

Cada parcela controle esta circundada por floresta não perturbada em três lados (exceto a parcela C-1 que apresentava 25% de um dos lados composto por vegetação secundária de cerca de 30 a 40 anos). O quarto lado é adjacente a uma das quadras na qual ocorreu exploração madeireira (com intensidade aproximada de  $40\text{m}^3/\text{ha}$ ) durante o curso deste estudo. Ambas as parcelas controle eram atravessadas por um pequeno igarapé de terra firme. Todas as redes nas parcelas controle ficaram situadas a uma distância mínima de 30 metros do igarapé e da borda da quadra explorada. As duas parcelas manejadas eram limitadas por floresta não perturbada sobre um dos lados e floresta explorada (com intensidade aproximada de  $40\text{m}^3/\text{ha}$ ) sobre os outros três lados durante o curso deste estudo. As duas parcelas manejadas eram separadas por uma distância de cerca de 2.5 km e separadas das parcelas controle por uma distância de 2 a 4.5 km.

A exploração madeireira sobre as duas parcelas manejadas foi completada em dezembro de 1997. As duas parcelas manejadas foram exploradas para demonstração de manejo florestal de baixo impacto, que é caracterizado pela adoção de um conjunto de estratégias cujo objetivo é minimizar danos colaterais e compactação do solo (ver Johns *et al.* 1996, Barreto *et al.* 1998). A fase de censo florestal facilita o planejamento da escolha das árvores-matrizes, a escolha e o planejamento da queda das árvores que serão cortadas, o planejamento dos ramais secundários e dos ramais de arraste utilizados pelo trator florestal. Além disso, a adoção do manejo florestal resulta em redução de desperdícios, aumento na produtividade da exploração, diminuição da quantidade de árvores comerciais danificadas e melhoria da segurança do trabalho (ver dados comparativos entre a exploração convencional e o manejo de baixo impacto apresentados na Tabela 1).

Na parcela B-2 a intensidade de exploração foi de 18.7m<sup>3</sup>/ha, resultando em um total de 1870.49m<sup>3</sup> (volume geométrico) removido de uma área de 100 ha (1000m x 1000m). A parcela B-18 foi explorada com uma intensidade de 18.73m<sup>3</sup>/ha, resultando em 1872.708m<sup>3</sup> removidos de uma área de 100 (1200 x 800).

Em novembro de 1999, foi iniciada a exploração de 500 ha de floresta pela iniciativa privada. A intensidade da exploração foi aumentada para 40 m<sup>3</sup>/ha (cerca de seis árvores por hectare), o que está próximo à intensidade das explorações comerciais praticadas fora da FLONA Tapajós. Até 2003, uma área de 3.200 ha já havia sido totalmente explorada utilizando essa mesma intensidade.

**TABELA III - 1.** Dados Comparativos entre a Exploração Convencional e o Manejo Florestal de Baixo Impacto (de acordo com Barreto *et al.* 1998, considerando uma exploração de 40 m<sup>3</sup>/ha).

	<i>Extração Convencional</i>	<i>Extração de Baixo Impacto</i>
Número de árvores danificadas	235 árvores/ha	132 árvores/ha
Tempo entre cortes	70 – 100 anos	30 – 40 anos
Quantidade de madeira desperdiçada	7 m <sup>3</sup> /ha	0 m <sup>3</sup> /ha
Quantidade de madeira danificada ou destruída por árvore extraída	10,4 m <sup>3</sup> /ha	5,7 m <sup>3</sup> /ha

## MÉTODOS

Redes de captura (*mist nets*) foram usadas para amostrar as aves, pois permitem uma amostragem similar e simultânea de numerosos sítios e evitam as dificuldades de detecção e identificação de aves por observação visual ou auditiva. Além disso, observadores podem diferir em suas habilidades de identificação no campo e podem deixar de registrar espécies que raramente vocalizam ou são dificilmente observadas. O uso de redes de captura evita alguns desses problemas e permite comparações de estudos em diferentes sítios desenvolvidos por diferentes investigadores. Uma outra vantagem é que este método focaliza sobre aves de sub-bosque, que é o grupo de aves mais afetado pelas atividades de exploração madeireira (Mason & Thiollay 2001). Contudo, devido redes de captura não amostrarem ao acaso (Karr 1981, Bierregaard 1990a, 1990b, Remsen & Good 1996), elas têm sido recomendadas somente para comparar razões de captura dentro de espécies ou grupos de espécies com comportamento similar (Karr 1981, Bierregaard 1990a, 1990b). O Capítulo I apresenta uma discussão sobre os problemas associados com amostras em redes de captura na Flona Tapajós.

Os estudos sobre os efeitos da exploração madeireira de baixo impacto sobre aves de sub-bosque foram iniciados com uma amostragem pré-exploração em setembro de 1997. A exploração madeireira de baixo impacto foi iniciada em outubro e finalizada em dezembro de 1997. A intensidade foi de 18m<sup>3</sup>/ha. Subseqüentemente, 6 amostragens pós-exploração foram desenvolvidas a partir de fevereiro de 1998, e incluíram amostragens com redes de captura em duas parcelas controle e duas parcelas manejadas. As quatro parcelas foram amostradas utilizando-se duas colunas

de seis linhas de redes paralelas armadas no centro de cada bloco. Cada linha de rede era separada por 200 m e continha cinco redes de 12 m x 2 m e malha de 36 mm por linha. As seis linhas de redes, ou seja 30 redes, foram operadas simultaneamente por dois dias consecutivos das 6:00 até 15:00 horas, período no qual as redes eram checadas de hora em hora. Em seguida, as redes eram movidas para as seis posições restantes na mesma parcela e operadas por igual período. Portanto, cada parcela foi amostrada por um período de 4 dias, utilizando-se 12 linhas de rede e 60 redes durante uma sessão de captura. Duas linhas de rede eram localizadas 30 metros distantes do igarapé que cruzava as duas parcelas controle e cinco linhas de redes em C-1 ficaram localizadas em mata secundária. Os períodos de amostragem foram: Agosto – Setembro 1997, Fevereiro – Março 1998, Novembro 1998, Abril 1999; Junho 1999; Setembro 2000; Novembro 2001.

As mesmas localizações das linhas de redes foram mantidas antes e após a exploração madeireira, portanto, as aves eram amostradas ao longo de um mosaico formado pela exploração. Contudo, devido à eficiência das redes diferirem entre áreas abertas e fechadas, em alguns casos as linhas de redes foram deslocadas alguns metros para evitar aberturas muito grandes. Isto foi consistente com o objetivo do estudo que era identificar aves florestais sobrevivendo em áreas exploradas.

### **Análise**

As parcelas de 100 ha consistiram nas unidades de amostragem da comunidade de aves. Comparações estatísticas entre as quatro parcelas foram realizadas utilizando as razões de captura como um índice de abundância e apresentado como captura em 1000 horas-rede, onde uma hora-rede refere-se a 12 m de rede aberta por uma hora.

As recapturas durante uma mesma sessão foram excluídas da análise, mas as recapturas entre sessões foram incluídas. Foram considerados 5 anos de amostragem: pré-exploração (tempo 0); 0-1 ano após a exploração (tempo 1); 1-2 anos após a exploração (tempo 2); 2-3 anos após a exploração (tempo 3); 3-4 anos após a exploração (tempo 4). Para os anos em que ocorreram duas sessões de captura, utilizou-se a média das razões de captura.

As análises foram desenvolvidas para razão de captura por sítio de uma dada espécie, bem como para as guildas baseadas sobre sua classificação ecológica (Bierregaard 1990a, Henriques *et al* 2003, Capítulos I e II). A classificação das guildas incluiu tanto uma classificação simples como uma categorização complexa das espécies (ver Capítulo II). Guildas simples incluíram nectarívoros, frugívoros, insetívoros e onívoros. Guildas complexas incluíram uma subdivisão de algumas dessas guildas simples e incluíram seguidores de formigas, insetívoros solitários, insetívoros-frugívoros solitários, insetívoros seguidores de bandos mistos, insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos, frugívoros solitários, frugívoros-insetívoros solitários, frugívoros-insetívoros seguidores de bandos mistos. O termo solitário se refere a espécies nas quais os casais forrageiam juntos.

Para testar para as diferenças entre as parcelas (manejada e controle) antes da exploração, foi utilizado o teste Kruskal-Wallis, que é equivalente a ANOVA um critério, e então o teste qui-quadrado com correção de Yates sobre dados transformados para arcsine para espécies com 5 ou mais capturas. Também se comparou a ordem de distribuição das abundâncias através do teste Kolmogorov-Smirnov.

Para testar para as diferenças entre as parcelas (manejada e controle) após a exploração, foi utilizado o teste de Wilcoxon e ANOVA fatorial. O primeiro é um teste

não-paramétrico que compara observações pareadas de uma amostra em ocasiões distintas e é baseado no sentido e na magnitude das diferenças. Os pares de observações foram as razões de captura pré e pós-exploração nas mesmas parcelas. O teste foi utilizado em amostras com todas as espécies combinadas e com as espécies combinadas em guildas. A ANOVA fatorial testou o efeito do tempo (5 anos) e do manejo (parcelas controle vs. parcelas manejadas) considerando duas repetições. A análise foi desenvolvida para cada espécie com tamanho amostral suficiente e para as guildas com o objetivo de identificar tendências temporais na abundância das espécies relacionadas com a exploração madeireira. Correlação de Spearman foi usada para avaliar a associação de razões de captura (espécies combinadas em guildas e espécies individuais) com o tempo. Todos os testes consideram um nível de significância de  $P < 0.05$ .

Com o objetivo de identificar padrões em amostras em redes de captura foi utilizada a análise de correspondência (DCA – *Detrended Correspondence Analysis*) como procedimento de ordenação. Essa análise utiliza a similaridade nas associações de espécies para ordenar os sítios.

As medidas de biodiversidade incluíram o índice de uniformidade, o índice de diversidade de Shannon (Pielou 1975), o índice de dominância de Simpson, a riqueza de espécies (ou seja, o número acumulativo de espécies) e a raridade (definida como o número de espécies com uma frequência relativa de captura menor do que o inverso da riqueza de espécies; Camargo 1993, Gaston 1994). Os valores paramétricos (ou seja, média e desvio padrão) foram estimados para cada um dos índices de biodiversidade através de uma abordagem de *bootstrap*.

## RESULTADOS

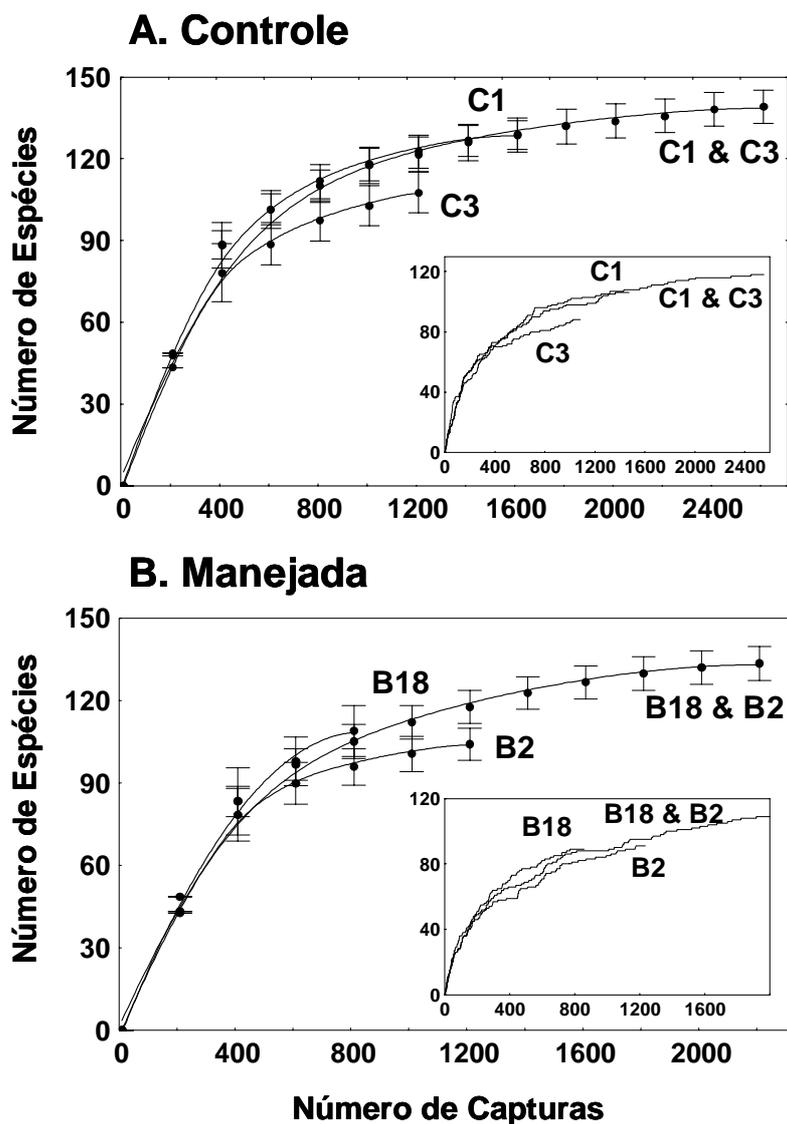
### **Padrões gerais em nível de comunidade**

Em 30240 horas-rede em cinco anos foram registradas 4641 capturas representando 132 espécies. A acumulação de espécies foi mais rápida nas primeiras 400 capturas tanto na floresta controle como na floresta manejada (Figura 1). A curva acumulativa de espécies para os dados combinados de ambas as parcelas alcançaram um platô em torno de 105 espécies na área controle e cerca de 90 espécies na área manejada. Entretanto, novas espécies continuaram sendo encontradas em uma razão constante, apesar de mais lenta, até o patamar de 118 espécies na área controle e 110 espécies na área manejada.

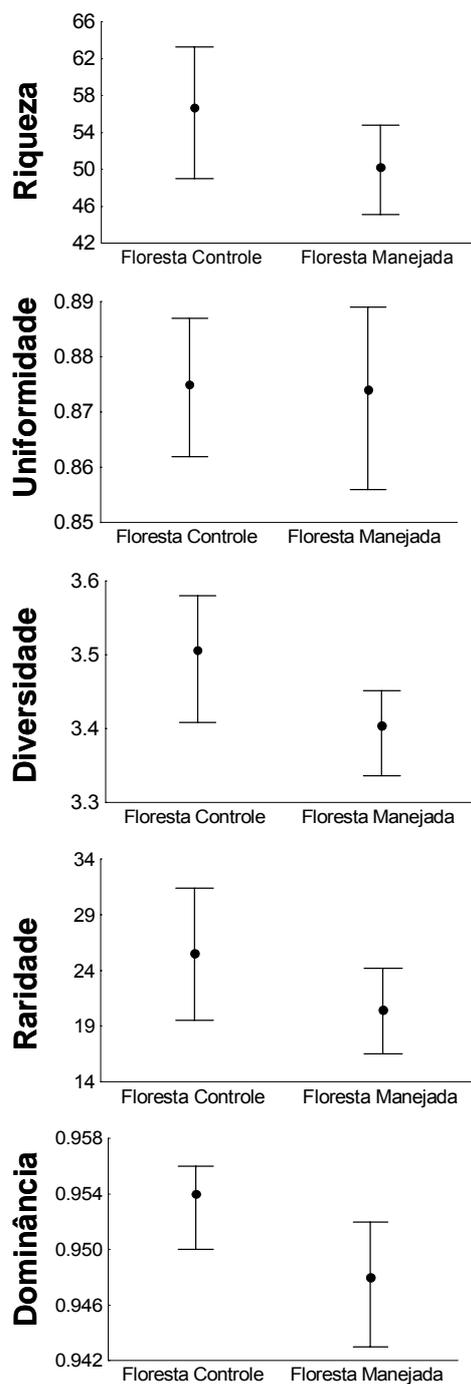
O procedimento jackknife envolvendo amostragem com replicação estima cerca de 138 espécies na floresta controle e 133 espécies na floresta manejada (Figura 1). O procedimento padrão indica que uma amostra de 600 capturas deve apresentar cerca de 96 espécies na área manejada e 101 espécies na área controle.

As estimativas *bootstrap* para a riqueza de espécies, diversidade, dominância e abundância de espécies raras foram mais altas para a floresta controle do que para a floresta manejada (Figura 2). Contudo, há a ocorrência de uma pequena sobreposição nos intervalos de confiança de 95%. Estimativas de uniformidade diferiram pouco entre a floresta controle e a floresta manejada, como indicado pela alta sobreposição nos intervalos de confiança (Figura 2). De maneira geral, riqueza, diversidade, dominância e prevalência de espécies raras foram mais baixas na floresta manejada do que na floresta controle.

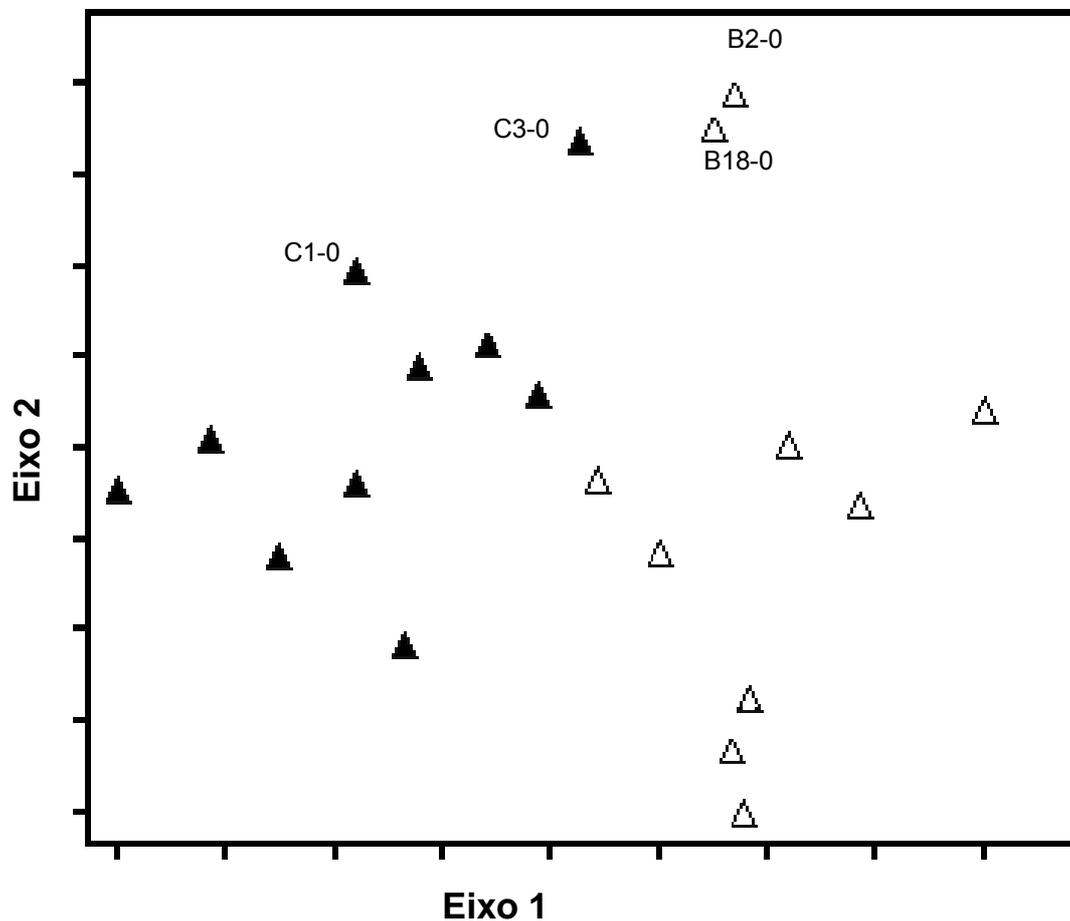
Ordenação das amostras através de DCA mostrou uma substancial variação espacial e temporal nas amostras tanto das parcelas em floresta controle como em floresta manejada (Figura 3). O primeiro eixo, com um *eigenvalue* de 0.151, separou as amostras da floresta controle e da floresta manejada demonstrando uma variação espacial relacionada com a presença de espécies raras, escores altos, e espécies características de habitats secundários e habitats criados por rios, escores baixos. O segundo eixo, com um *eigenvalor* de 0.072, é mais difícil de interpretar apesar de ter reunido as quatro amostras do período de pré-exploração.



**FIGURA III - 1.** Riqueza de espécies, em relação ao número acumulativo de indivíduos amostrados, estimada através do método jackknife, com reposição, para amostras em floresta em área controle (A - parcelas C1 e C3 da Quadra Testemunha) e em área manejada (B – parcelas B2 e B18 da Quadra 4) na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza de espécies observada, em relação ao número acumulativo de indivíduos em redes de captura, nos mesmos sítios. Barras representam 1 erro padrão.



**FIGURA III - 2.** Estimativas de *bootstrap* para riqueza de espécies, índice de uniformidade, índice de diversidade de Shannon, índice de dominância de Simpson e raridade, baseado sobre amostras em redes de captura em floresta controle e floresta manejada na FLONA Tapajós, Brasil.



**FIGURA III - 3.** Análise de correspondência (DCA – *Detrended Correspondence Analysis*) de amostras de aves de sub-bosque em parcelas em floresta controle (triângulos preenchidos) e em floresta manejada (triângulos vazados) ao longo de 5 anos de amostragem na FLONA Tapajós, Brasil. Zero representa o período de pré-exploração.

### Pré-exploração

Um total de 737 capturas de 82 espécies em 4320 horas-rede representando 64% das espécies capturadas em redes e 24% das espécies registradas para a FLONA Tapajós foi registrado no período anterior a exploração madeireira (Apêndice 3). As parcelas localizadas na área de floresta manejada apresentaram um total de 311 capturas de 55 espécies em 2160 horas-rede representando 42% das espécies capturadas em redes e 16% das espécies registradas para a FLONA Tapajós antes que a exploração madeireira fosse iniciada. Isto representa uma razão de captura de 143.98. As parcelas localizadas na área de floresta controle apresentaram 426 capturas de 74 espécies no mesmo número de horas-rede, representando uma razão de captura de 197.22.

Um número significativamente maior de indivíduos foi capturado na floresta controle em relação ao observado na floresta manejada, considerando uma distribuição com proporções esperadas iguais ( $\chi^2=17.94$ ,  $gl=3$ ,  $P<0.001$ ). A composição e a abundância das parcelas localizadas na floresta controle não foram significativamente distintas das parcelas localizadas na floresta manejada antes da exploração (Teste de Kruskal-Wallis,  $H=6.36$ ,  $gl=3$ ,  $P=0.084$ ). Contudo, tomando-se as parcelas duas a duas, a parcela B18 foi estatisticamente distinta da parcela C1 (Teste de Kruskal-Wallis,  $H=6.433$ ,  $gl=1$ ,  $P=0.01$ ).

A espécie mais capturada em ambas as parcelas manejadas, *Glyphorhynchus spirurus*, apresentou 17.2% e 20.4% do total de capturas em B-18 e B-2, respectivamente. Outras 19 espécies apresentaram cinco ou mais capturas, representando mais de 79% do total de capturas do período de pré-exploração nas parcelas manejadas (Tabela 2). O restante das espécies foi distribuída ao longo de uma

longa cauda de espécies raras. Do total de 55 espécies registradas nas parcelas manejadas, oito espécies não foram registradas nas parcelas controle combinadas. Contudo, estas 8 espécies foram registradas em uma ou em ambas as parcelas controle ao longo do estudo através de redes de captura ou em ambas as parcelas através de observação direta, permanecendo raras em redes de captura tanto nas parcelas em floresta controle como nas parcelas em floresta manejada, com a exceção de *Pyriglena leuconota* que apresentou uma razão de captura em 1000 horas-rede de 1.16 ao final do estudo (equivalente a 35 indivíduos).

Vinte e sete espécies foram registradas apenas nas parcelas da floresta controle (17 somente em C1, 6 somente em C3 e 4 em ambas as parcelas), ou seja, o equivalente a quase 50% da riqueza registrada nas parcelas em floresta manejada durante o período de pré-exploração e aproximadamente 32% da riqueza em espécies das quatro parcelas combinadas. A maior parte dessas espécies, 19 no total, foram registradas para todas as parcelas no decorrer do estudo. Uma espécie, *Automolus rufipileatus*, foi registrada em C1 somente através de rede de captura e em B2 foi registrada através de observação visual. As outras sete espécies ocorreram somente nas parcelas da floresta controle, sendo que quatro espécies, *Corythopsis torquata*, *Hylophylax punctulata*, *Percnostola leucostigma* e *Basileuterus rivularis*, são especialistas em habitats criados por rios (*sensu* Remsen & Parker 1983), e duas, os píprídeos *Manacus manacus* e *Chiroxiphia pareola*, são espécies comuns em floresta secundária.

Considerando as 33 espécies mais comuns no período de pré-exploração nas 4 parcelas agrupadas, as quais apresentaram uma razão de captura superior a 1 em 1000 horas-rede (equivalente a 5 ou mais indivíduos), as únicas espécies registradas

somente nas parcelas da floresta controle foram *Platyrinchus coronatus* e *Percnostola leucostigma*. Além destas espécies, mais nove espécies apresentaram um significativo desvio no número de indivíduos capturados nas parcelas controle em relação ao observado nas parcelas manejadas, considerando uma distribuição com proporções esperadas iguais (Tabela 2). Mesmo assim, a composição e a abundância das 33 espécies mais comuns nas parcelas da floresta controle também não foram significativamente distintas das parcelas localizadas em floresta manejada antes da exploração (Teste de Kruskal-Wallis,  $H=5.51$ ,  $g/3$ ,  $P=0.138$ ). Novamente, tomando-se as parcelas duas a duas, a parcela B18 foi estatisticamente distinta da parcela C1 (Teste de Kruskal-Wallis,  $H=6.43$ ,  $g/1$ ,  $P=0.01$ ).

**TABELA III - 2.** Número de indivíduos (com ordem de abundância) para as 33 espécies mais frequentemente capturadas em uma amostra de 128 indivíduos em B18, 181 indivíduos em B2, 242 indivíduos em C1, 180 em C3 e 1048 indivíduos na amostra combinada em uma floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil, antes da exploração madeireira.

Espécie	Guildd	Parcelas-Tratamento			Parcelas-Controle			Total
		B18	B2	B18 & B2	C1	C3	C1 & C3	
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	MFI	22 (1)	37 (1)	59 (1)	29 (1)	25 (1)	54 (1)	113 (1)
<i>Hylophylax poecilnnota</i>	AA	10 (2)	12 (3)	22 (2)	8 (6)	17 (2)	25 (3)	47 (2)
<i>Dendrocincla merula**</i>	AA	6 (5)	2 (21)	8 (11)	20 (3)	12 (3)	32 (2)	40 (3)
<i>Thamnomanes caesius</i>	MFI	6 (5)	16 (2)	22 (2)	6 (11)	11 (4)	17 (5)	39 (4)
<i>Pipra rubrocapilla**</i>	IA	4 (11)	4 (11)	8 (11)	21 (2)	2 (21)	23 (4)	31 (5)
<i>Hylophylax naevia</i>	FA	6 (5)	8 (4)	14 (4)	4 (18)	8 (6)	12 (11)	26 (6)
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	AA	3 (14)	8 (4)	11 (5)	5 (13)	10 (5)	15 (6)	26 (6)
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	AA	3 (14)	7 (6)	10 (8)	5 (13)	8 (6)	13 (8)	23 (8)
<i>Conopophaga aurita</i>	IT	5 (8)	6 (9)	11 (5)	5 (13)	5 (8)	10 (13)	21 (9)
<i>Mionectes macconnelli**</i>	I/F	4 (11)	2 (21)	6 (15)	12 (4)	3 (16)	15 (6)	21 (9)
<i>Pipra iris</i>	FA	3 (14)	4 (11)	7 (13)	8 (6)	5 (8)	13 (8)	20 (11)
<i>Myrmotherula longipennis</i>	MFI	4 (11)	7 (6)	11 (5)	4 (18)	3 (16)	7 (16)	18 (12)
<i>Cyphorhinus arada*</i>	IT	8 (3)	2 (21)	10 (8)	7 (8)	0	7 (16)	17 (13)
<i>Myrmotherula leucophthalma*</i>	MFI	0	7 (6)	7 (13)	7 (8)	3 (16)	10 (13)	17 (13)
<i>Automolus infuscatus*</i>	MFI	2 (18)	1 (27)	3 (25)	7 (8)	5 (8)	12 (11)	15 (15)
<i>Xenops minutus</i>	MFI	7 (4)	2 (21)	9 (10)	2 (27)	2 (21)	4 (24)	13 (16)
<i>Platyrinchus coronatus**</i>	IA	0	0	0	11 (5)	2 (21)	13 (8)	13 (16)
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	MFI	5 (8)	3 (17)	8 (11)	1 (42)	3 (16)	4 (24)	12 (18)
<i>Myiobius barbatus</i>	MFI	5 (8)	1 (27)	6 (15)	5 (13)	1 (31)	6 (19)	12 (18)
<i>Schiffornis turdinus</i>	F/I	0	4 (11)	4 (20)	3 (22)	5 (8)	8 (15)	12 (18)
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	IA	1 (23)	5 (10)	6 (15)	4 (18)	1 (31)	5 (21)	11 (21)
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	AA	3 (14)	1 (27)	4 (20)	2 (27)	4 (12)	6 (19)	10 (22)
<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	IA	1 (23)	4 (11)	5 (18)	2 (27)	2 (21)	4 (24)	9 (23)
<i>Cyanocompsa cyanooides*</i>	F/I	0	1 (27)	1 (36)	6 (11)	1 (31)	7 (16)	8 (24)
<i>Thamnophilus aethiops</i>	MFI	2 (18)	3 (17)	5 (18)	2 (27)	0	2 (38)	7 (25)
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	IA	1 (23)	3 (17)	4 (20)	2 (27)	1 (31)	3 (31)	7 (25)
<i>Hylexetastes uniformis</i>	AA	2 (18)	1 (27)	3 (25)	0	4 (12)	4 (24)	7 (25)
<i>Turdus albicollis</i>	F/I	1 (23)	1 (27)	2 (30)	3 (22)	2 (21)	5 (21)	7 (25)
<i>Malacoptila rufa</i>	IA	2 (18)	1 (27)	3 (25)	2 (27)	1 (31)	3 (31)	6 (29)
<i>Phoenicircus carnifex</i>	F/I	0	2 (21)	2 (30)	0	4 (12)	4 (24)	6 (29)
<i>Attila spadiceus*</i>	IA	0	4 (11)	4 (20)	0	1 (31)	1 (57)	5 (31)
<i>Lanio versicolor*</i>	MFI	0	1 (27)	1 (36)	4 (18)	0	4 (24)	5 (31)
<i>Percnostola leucostigma**</i>	IA	0	0	0	5 (13)	0	5 (21)	5 (31)

<sup>1</sup> Guildas: AA = seguidores de formigas; FA = frugívoros solitários; MFI= insetívoros seguidores de bandos mistos; IA= insetívoros solitários; F/I = frugívoros-insetívoros solitários; IT= ; \*P<0.05 e \*\*P<0.01

### **Pós-exploração**

Nos tempos 1-4, um total de 1779 capturas de 108 espécies foi registrado nas duas parcelas da floresta manejada. Isto representa uma razão de captura de 137.27. Apesar da razão de captura ter sido inferior a observada no período de pré-exploração, a ANOVA fatorial manejo vs. tempo para os tempos 1-4 não indicou uma diferença significativa relacionada ao manejo ( $P=0.195$ ), tempo ( $P=0.762$ ) e nem uma interação entre manejo vs. tempo ( $P=0.981$ ) para as razões de captura. A análise das razões de captura de todas as espécies combinadas também não detectou uma diferença significativa entre o período de pré-exploração e nenhum dos períodos de pós-exploração (Teste de Wilcoxon,  $P>0.05$ , para todos os períodos considerados), indicando que a razão de captura não foi significativamente alterada ao longo do tempo nas parcelas manejadas. Das 33 espécies consideradas comuns antes da exploração (razão de captura acima de 1), 28 permaneceram comuns no período de pré-exploração (Tabela 3). Cinco espécies que eram comuns antes da exploração se tornaram raras e 10 espécies que eram raras se tornaram comuns. Apesar da razão de captura para todas as 43 espécies combinadas ter declinado de 130.56 no período de pré-exploração, para 105.56 ao final do estudo, a diferença observada não foi estatisticamente significativa (Teste de Wilcoxon,  $P>0.05$ , para todos os períodos considerados). Contudo, a ordem das abundâncias apresentou um significativo efeito relacionado ao manejo (Kolmogorov-Smirnov,  $g=2$ ;  $P<0.05$  para as amostras do tempo 0 vs. tempo 3, tempo 2 vs. tempo 4 e tempo 3 vs. tempo 4).

### **Efeitos do manejo florestal de baixo impacto e do tempo nas espécies e guildas**

Das 86 espécies capturadas em ambos os tipos de floresta, 58% apresentaram uma maior razão de captura na floresta controle e 42% apresentaram uma maior razão de captura na floresta manejada, apesar da maior parte dessa diferença não ser significativa (Apêndice 3). Vinte e uma espécies apresentaram efeitos significativos relacionados ao manejo florestal (Tabela 4). Além dessas, outras 3 espécies apresentaram um efeito significativo relacionado a uma interação entre o manejo florestal e o tempo (Tabela 4). Das 24 espécies para as quais um efeito de manejo foi detectado, 8 espécies foram mais frequentes na área manejada enquanto 16 foram mais comuns na área controle. Nove espécies apresentaram um significativo efeito relacionado ao tempo.

**Insetívoros** – Nos tempos 1-4, 1352 capturas de 74 espécies de insetívoros foram registradas nas duas parcelas da floresta manejada. Todos os insetívoros combinados apresentaram uma tendência decrescente nas razões de captura tanto nas parcelas em floresta manejada como nas parcelas em floresta controle (Figura 4). Contudo, essa tendência não foi estatisticamente significativa (Teste de Wilcoxon,  $P > 0.05$ , para todos os períodos considerados).

**TABELA III - 3.** Número de indivíduos (com ordem de abundância) para as 38 espécies mais frequentemente capturadas em uma amostra de 128 indivíduos em B18, 181 indivíduos em B2, 242 indivíduos em C1 e 180 e 1048 indivíduos na amostra combinada em uma floresta de terra firme na FLONA Tapajós, Brasil, após exploração madeireira.

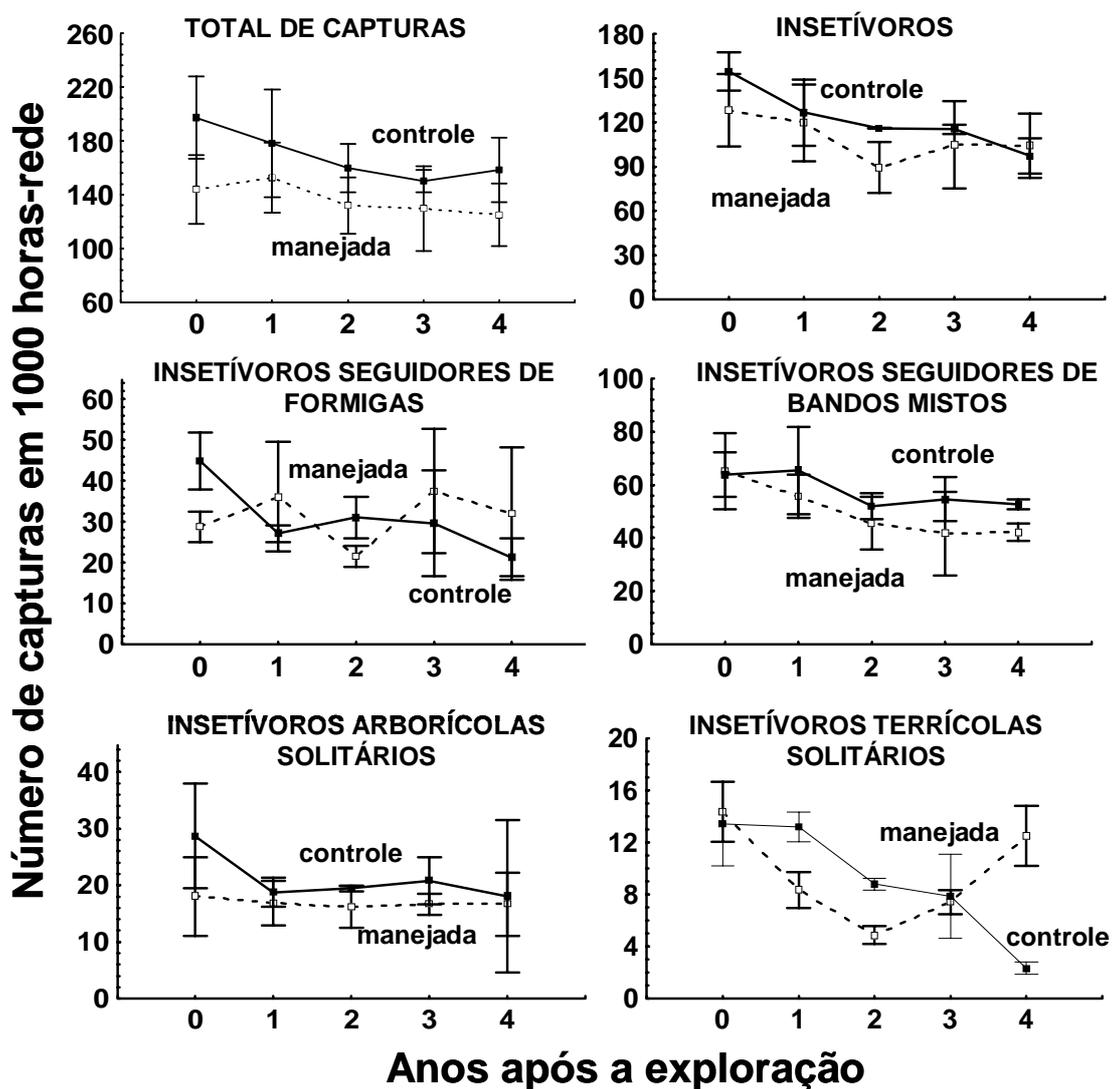
Espécie	¹Guilda	Parcelas-Tratamento			Parcelas-Controle			Total
		B18	B2	B18 & B2	C1	C3	C1 & C3	
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	MFI	83 (1)	143 (1)	226 (1)	164 (1)	89 (1)	253 (1)	479 (1)
<i>Pipra rubrocapilla</i>	FA	70 (2)	80 (2)	150 (2)	91 (2)	49 (5)	140 (2)	290 (2)
<i>Hylophylax poecilonota</i>	AA	52 (3)	57 (4)	109 (3)	51 (5)	61 (3)	112 (4)	221 (3)
<i>Mionectes macconnelli</i>	I/F	27 (6)	24 (13)	51 (8)	74 (3)	50 (4)	124 (3)	175 (4)
<i>Dendrocincla merula</i>	AA	14 (13)	50 (5)	64 (7)	44 (6)	62 (2)	106 (5)	170 (5)
<i>Myrmotherula longipennis</i>	MFI	42 (4)	29 (8)	71 (6)	37 (9)	49 (5)	86 (6)	157 (6)
<i>Thamnomanes caesius</i>	MFI	30 (5)	50 (5)	80 (5)	41 (7)	28 (8)	69 (8)	149 (7)
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	AA	18 (7)	63 (3)	81 (4)	17 (17)	27 (9)	44 (13)	125 (8)
<i>Pipra iris</i>	FA	17 (8)	22 (14)	39 (11)	53 (4)	25 (11)	78 (7)	117 (9)
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	AA	10 (24)	34 (7)	44 (9)	15 (20)	40 (7)	55 (9)	99 (10)
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	MFI	12 (19)	20 (15)	32 (16)	28 (11)	26 (10)	54 (10)	86 (11)
<i>Thamnophilus aethiops</i>	MFI	14 (13)	25 (11)	39 (11)	11 (28)	11 (22)	22 (27)	61 (12)
<i>Thalurania furcata</i>	N/I	14 (13)	5 (39)	19 (26)	26 (12)	15 (14)	41 (14)	60 (13)
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	AA	14 (13)	17 (17)	31 (18)	16 (18)	10 (23)	26 (21)	57 (14)
<i>Malacoptila rufa</i>	IA	13 (18)	17 (17)	30 (19)	13 (24)	14 (18)	27 (20)	57 (14)
<i>Arremon taciturnus</i>	I/F	17 (8)	27 (10)	44 (9)	10 (32)	1 (65)	11 (40)	55 (16)
<i>Platyrinchus coronatus</i>	IA	1 (66)	3 (52)	4 (58)	36 (10)	15 (14)	51 (11)	55 (16)
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	MFI	15 (11)	20 (15)	35 (14)	10 (32)	10 (23)	20 (30)	55 (16)
<i>Turdus albicollis</i>	F/I	2 (53)	1 (68)	3 (63)	39 (8)	12 (21)	51 (11)	54 (19)
<i>Xenops minutus</i>	MFI	12 (19)	12 (24)	24 (22)	21 (13)	7 (31)	28 (19)	52 (20)
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	MFI	9 (26)	6 (34)	15 (30)	13 (24)	23 (12)	36 (15)	51 (21)
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	IA	14 (13)	25 (11)	39 (11)	6 (44)	5 (39)	11 (40)	50 (22)
<i>Automolus infuscatus</i>	MFI	3 (43)	12 (24)	15 (30)	19 (15)	14 (18)	33 (17)	48 (23)
<i>Conopophaga aurita</i>	IT	6 (28)	16 (20)	22 (24)	9 (34)	15 (14)	24 (23)	46 (24)
<i>Hypocnemis cantator</i>	IA	16 (10)	17 (17)	33 (15)	7 (41)	5 (39)	12 (37)	45 (25)
<i>Myiobius barbatus</i>	MFI	3 (43)	7 (32)	10 (36)	16 (18)	18 (13)	34 (16)	44 (26)
<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	IA	10 (24)	10 (28)	20 (25)	9 (34)	13 (20)	22 (27)	42 (27)
<i>Schiffornis turdinus</i>	F/I	4 (35)	5 (39)	9 (39)	18 (16)	15 (14)	33 (17)	42 (27)
<i>Cyphorhinus arada</i>	IT	11 (22)	15 (21)	26 (21)	6 (44)	9 (26)	15 (33)	41 (29)
<i>Geotrygon montana</i>	FT	5 (30)	13 (23)	18 (27)	14 (21)	9 (26)	23 (24)	41 (29)
<i>Myrmeciza hemimelaena</i>	IA	15 (11)	14 (22)	29 (20)	8 (38)	0	8 (52)	37 (31)
<i>Hylophylax naevia</i>	IA	2 (53)	11 (26)	13 (32)	13 (24)	10 (23)	23 (24)	36 (32)
<i>Phaethornis superciliosus</i>	N/I	7 (27)	9 (30)	16 (29)	11 (28)	9 (26)	20 (30)	36 (32)
<i>Cyanocompsa cyanoides</i>	F/I	12 (19)	11 (26)	23 (23)	9 (34)	2 (55)	11 (40)	34 (34)
<i>Pyriglena leuconota</i>	AA	4 (35)	28 (9)	32 (16)	2 (69)	0	2 (78)	34 (34)
<i>Myrmotherula axillaris</i>	MFI	4 (35)	4 (45)	8 (42)	21 (13)	4 (42)	25 (22)	33 (36)
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	IA	2 (53)	5 (39)	7 (45)	14 (21)	8 (30)	22 (27)	29 (37)
<i>Phaethornis longuemareus</i>	N/I	4 (35)	5 (39)	9 (39)	12 (27)	4 (42)	16 (32)	25 (38)

¹ Guildas: AA = seguidores de formigas; FA = frugívoros solitários; MFI= insetívoros seguidores de bandos mistos; IA= insetívoros solitários; F/I = frugívoros-insetívoros solitários; IT= insetívoros terrícolas; N/I = nectarívoros.

**TABELA III - 4.** Número de capturas das espécies que exibiram uma marcada diferença na razão de captura observada em área manejada e controle na FLONA Tapajós, Brasil. Os efeitos do manejo foram acessados através de ANOVA, sendo M = manejo (controle vs. manejada) e T = tempo (5 anos entre setembro de 1997 e dezembro de 2001).

	Guilda <sup>1</sup>	Número de Capturas		Nível de Significância		
		Controle	Manejada	M	T	M x T
<b>Espécies mais comuns na área controle</b>						
<i>Automolus infuscatus</i>	MFI	45	26	0.043		
<i>Corythopsis torquata</i>	IT	12	0	0.013		
<i>Conopophaga aurita</i>	IT	34	33		0.010	
<i>Deconychura stictolaema</i>	MFI	11	2	0.007		0.015
<i>Dendrocincla merula</i>	AA	138	72	0.026		
<i>Geotrygon montana</i>	FT	25	18		0.034	
<i>Habia rubica</i>	F/I	17	4	0.021		
<i>Hylophylax naevia</i>	IA	35	27		0.004	
<i>Mionectes macconnelli</i>	I/F	139	57	0.001	0.022	0.028
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	MFI	8	7		0.013	0.007
<i>Phaethornis bourcierii</i>	N/I	17	3	0.013		
<i>Phaethornis longuemareus</i>	N/I	17	9		0.034	
<i>Pipra iris</i>	FA	91	46	0.046		
<i>Platyrinchus coronatus</i>	IA	64	4	0.008		
<i>Schiffornis turdinus</i>	F/I	41	13	0.003		
<i>Sclerurus caudacutus</i>	IT	25	2	0.002		
<i>Sclerurus mexicanus</i>	IT	10	7		0.022	
<i>Tachyphonus surinamus</i>	F/I	13	0	0.026		
<i>Thalurania furcata</i>	N/I	43	19	0.011	0.020	
<i>Turdus albicollis</i>	F/I	14	5	0.003		
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	MFI	39	16	0.011		
<b>Espécies mais comuns na área manejada</b>						
<i>Arremon taciturnus</i>	I/F	11	44	0.013		
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	AA	1	11	0.012		0.017
<i>Formicarius analis</i>	IT	1	11	0.006		
<i>Malacoptila rufa</i>	IA	30	33			0.016
<i>Mymeciza hmimelaena</i>	IA	10	30	0.007		
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	IA	16	45	0.021		
<i>Sclerurus rufularis</i>	IT	6	8		0.001	0.012
<i>Thamnophilus aethiops</i>	MFI	24	44	0.044		

<sup>1</sup> Guildas: AA = seguidores de formigas; FA = frugívoros solitários; MFI= insetívoros seguidores de bandos mistos; IA= insetívoros solitários; F/I = frugívoros-insetívoros solitários; IT= insetívoros terrícolas; N/I = nectarívoros.



**FIGURA III - 4.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para todas as capturas, todas as capturas de insetívoros e para as guildas dos seguidores de formigas, insetívoros seguidores de bandos mistos, insetívoros arborícolas solitários e insetívoros arborícolas terrícolas, como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração.

**Insetívoros seguidores de formigas de correição** – A razão de captura apresentou uma alternância entre os anos, sendo maior nas parcelas em floresta controle do que em floresta manejada nos anos 0 e 2 e maior nas parcelas em floresta manejada do que em floresta controle nos anos 1, 3 e 4 (Figura 4). Das 9 espécies de insetívoros seguidores de formigas de correição apenas *Dendrocincla merula* e *Dendrocolaptes picumnus* apresentaram um significativo efeito relacionado ao manejo (Tabela 4; Figura 5). Capturas de *D. merula* foram mais comuns na floresta controle do que na floresta manejada no período de pré-exploração e nos tempos 2 e 3 do período pós-exploração. *D. picumnus* apresentou um consistente pico na razão de captura observada na área manejada logo após a exploração madeireira (cerca de 1.85 e equivalente a 2/3 de todos os indivíduos capturados durante o estudo), resultando em uma significativa interação entre manejo vs. tempo e em uma correlação com o tempo não significativa ( $r=0.359$ ,  $P=0.553$ )

**Insetívoros seguidores de bandos mistos** – Espécies que participam de bandos mistos de insetívoros apresentaram uma tendência decrescente na razão de captura tanto na floresta manejada como na floresta controle (Figura 4). Esta tendência foi significativa entre o período anterior a exploração e 4 anos após a exploração na área manejada (Teste de Wilcoxon,  $Z=1.96$ ,  $P=0.0495$ ). O declínio na razão de captura foi significativamente correlacionado com o tempo na floresta manejada ( $r=-0.9$ ,  $P=0.0374$ ), o mesmo não foi observado na floresta controle ( $r=-0.6$ ,  $P=0.285$ ). Três espécies com razão de captura acima de 1 em 1000 horas-rede apresentaram diferenças significativas relacionadas ao manejo florestal nas razões de captura: *Automolus infuscatus*, *Thamnophilus aethiops* e *Xiphorhynchus spixii* (Tabela 4, Figura

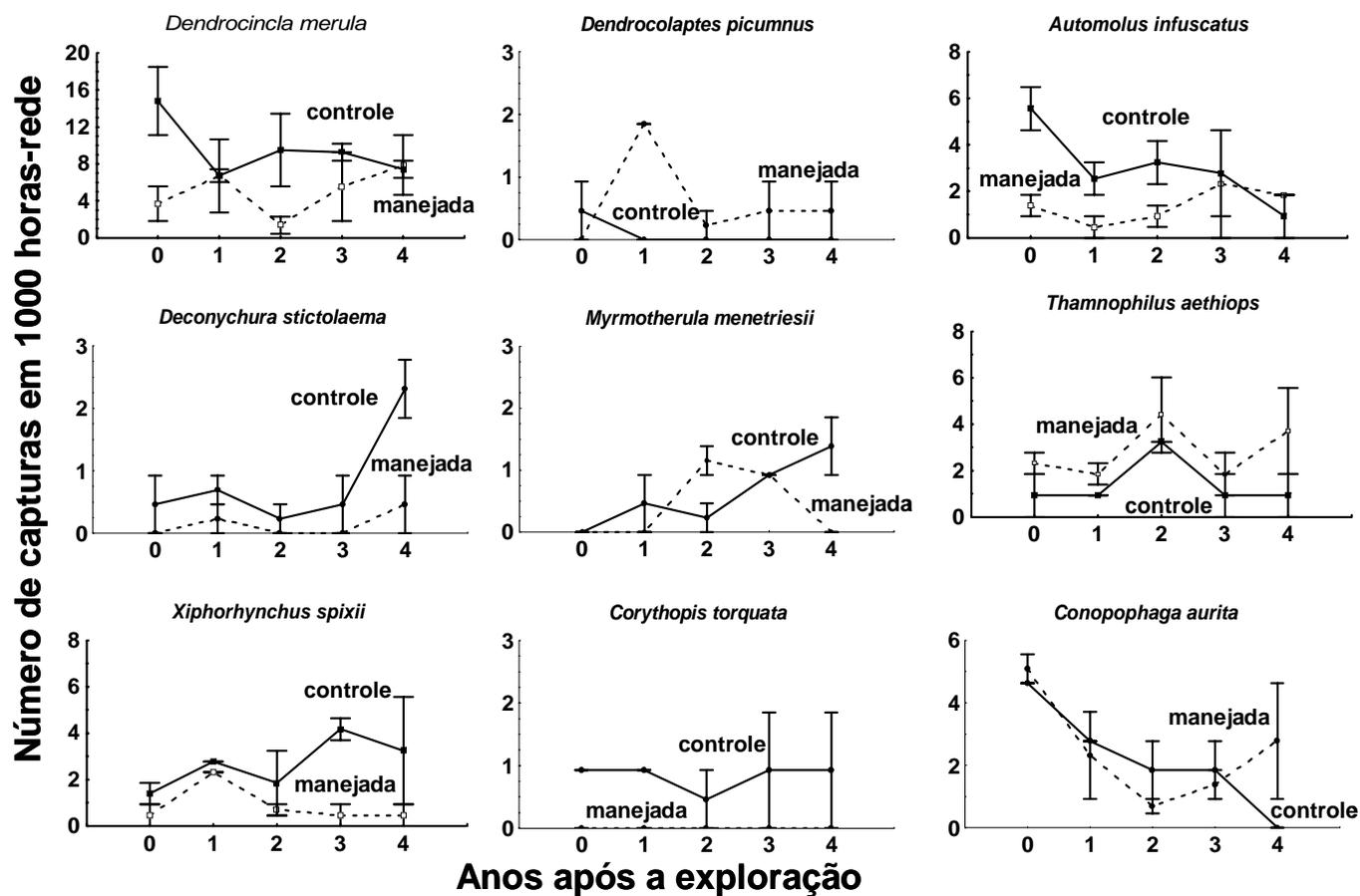
5). *Automolus infuscatus* foi significativamente mais abundante na floresta controle do que na floresta manejada no período anterior à exploração madeireira (Tabela 2, Figura 5). Apesar da tendência de declínio na razão de captura observada na floresta controle, permaneceu mais abundante nos três anos seguintes à exploração. *Thamnophilus aethiops* foi mais freqüente na floresta manejada do que na floresta controle tanto no período anterior a exploração como nos quatro anos seguintes (Figura 5). *Xiphorhynchus spixii* incrementou na floresta controle após a exploração madeireira (Figura 5). Não se observou uma interação significativa entre manejo e tempo, ou seja, a magnitude da diferença permaneceu relativamente estável ao longo do período de amostragem.

**Insetívoros arborícolas solitários** – As razões de captura não diferiram entre parcelas manejadas e parcelas controle, nem foram diferentes entre o período anterior e nenhum dos períodos posteriores à exploração madeireira. Capturas de insetívoros arborícolas solitários se mantiveram estáveis ao longo do período de estudo nas parcelas manejadas e uma ligeira queda foi observada nas parcelas controle. Contudo, alguns membros da guilda apresentaram efeitos significativos relacionados com o manejo ou com o tempo. Por exemplo, *Hylophylax naevia* foi mais capturado no período anterior do que no período posterior à exploração, tanto na floresta controle como na floresta manejada (Tabela 4, Figura 6). A tendência de declínio foi significativamente correlacionada com o tempo somente na floresta manejada ( $r = -0.9$ ,  $P = 0.0374$ , floresta manejada, e  $r = -0.154$ ,  $P = 0.805$ , floresta controle). Quatro espécies mostraram efeitos significativos relacionados ao manejo. Entretanto, essas espécies exibiram respostas variadas: *Malacoptila rufa* apresentou uma significativa interação entre o manejo e o

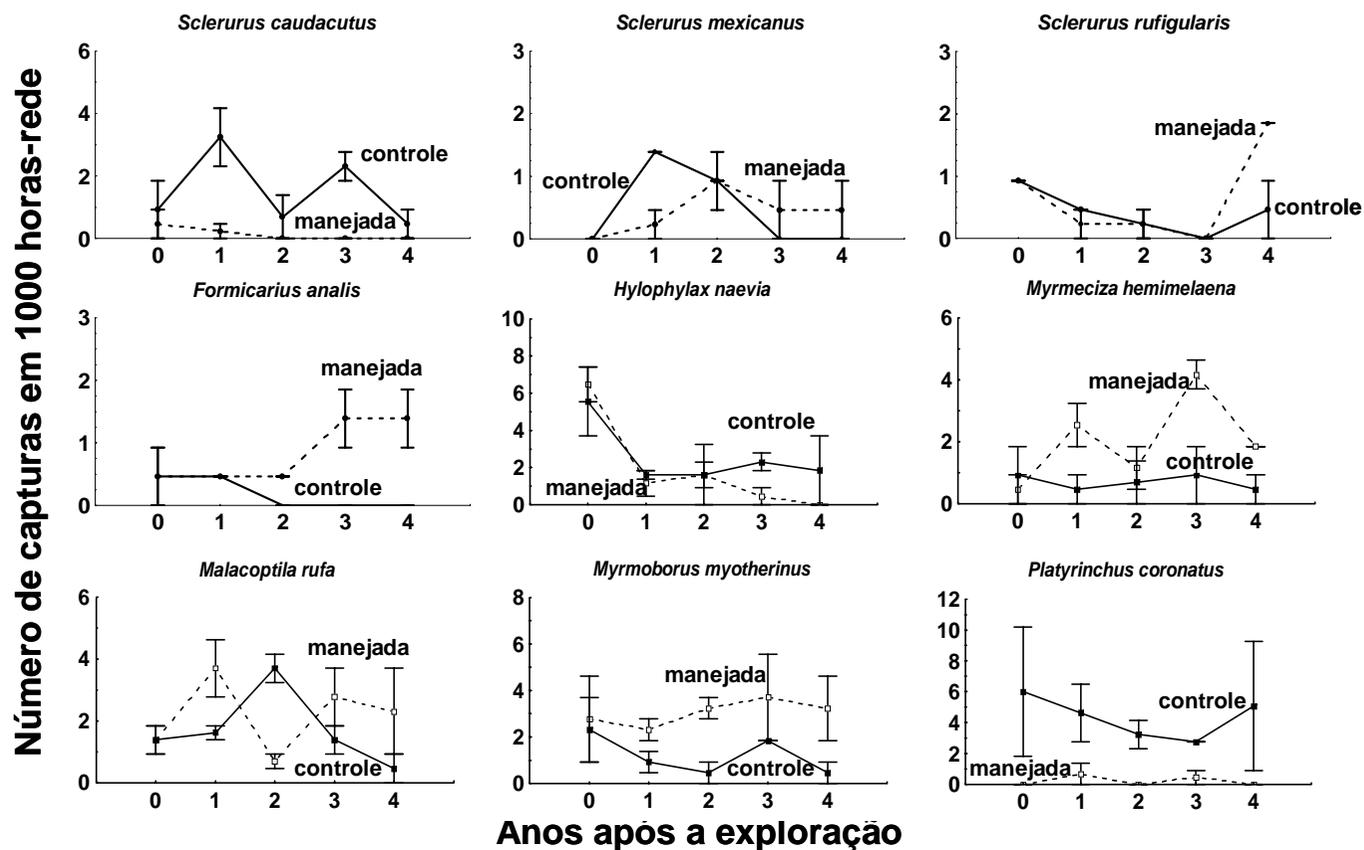
tempo (Tabela 4). O padrão observado é de alternância entre a floresta controle e a floresta manejada no maior número de capturas (Figura 6); *Myrmeciza hemimelaena* e *Myrmoborus myotherinus* apresentaram um significativo efeito relacionado ao manejo, sendo que as razões de captura destas espécies incrementaram na floresta manejada após a exploração madeireira (Tabela 4, Figura 6). *Platyrinchus coronatus* foi mais comum na floresta controle do que na floresta manejada tanto no período anterior como no período posterior a exploração (Tabela 2, Tabela 4, Figura 6). Não se observou uma interação significativa entre o manejo e o tempo, ou seja, a magnitude da diferença permaneceu relativamente estável ao longo do período de amostragem.

**Insetívoros terrícolas solitários** – Insetívoros terrícolas solitários mostraram um significativo efeito de tempo e uma interação significativa entre tempo e manejo (ANOVA manejo vs. tempo 0-4,  $F(\text{tempo})=4.85$ ,  $P=0.0196$  e  $F(\text{interação manejo vs. tempo})=4.86$ ,  $P=0.0196$ ). O padrão observado é de um declínio nas razões de captura entre o período anterior a exploração tanto na floresta manejada como na floresta controle, apresentando uma correlação negativa com o tempo na floresta controle ( $r=-1$ ,  $P=0.000$ ). Entre os tempos 3-4, há uma continuação da tendência de queda nas razões de captura na floresta controle e um incremento na floresta manejada, para os mesmos níveis observados durante o período anterior à exploração madeireira (Figura 4). Três espécies contribuíram de forma significativa para esse padrão (Tabela 4): *Conopophaga aurita* (Figura 5), que apresentou uma significativa correlação negativa com o tempo na floresta controle ( $r=-0.975$ ,  $P=0.0048$ ), *Sclerurus mexicanus* (Figura 6) e *Sclerurus rufularis* (Figura 6).

Três espécies apresentaram efeitos significativos relacionados ao manejo (parcelas controle vs. parcelas manejadas). *Corythopis torquata* foi capturado exclusivamente nas parcelas controle tanto antes como após a exploração madeireira (Tabela 4, Figura 5). *Sclerurus caudacutus* foi significativamente mais capturado nas parcelas controle (Figura 6), enquanto *Formicarius analis* foi significativamente mais capturado nas parcelas manejadas (Figura 6). *Sclerurus mexicanus* apresentou uma interação significativa entre manejo e tempo, o qual foi caracterizado por um incremento na razão de captura na área manejada a partir do segundo ano após a exploração. Contudo a correlação com o tempo não foi significativa ( $r=0.667$ ,  $P=0.219$ ).



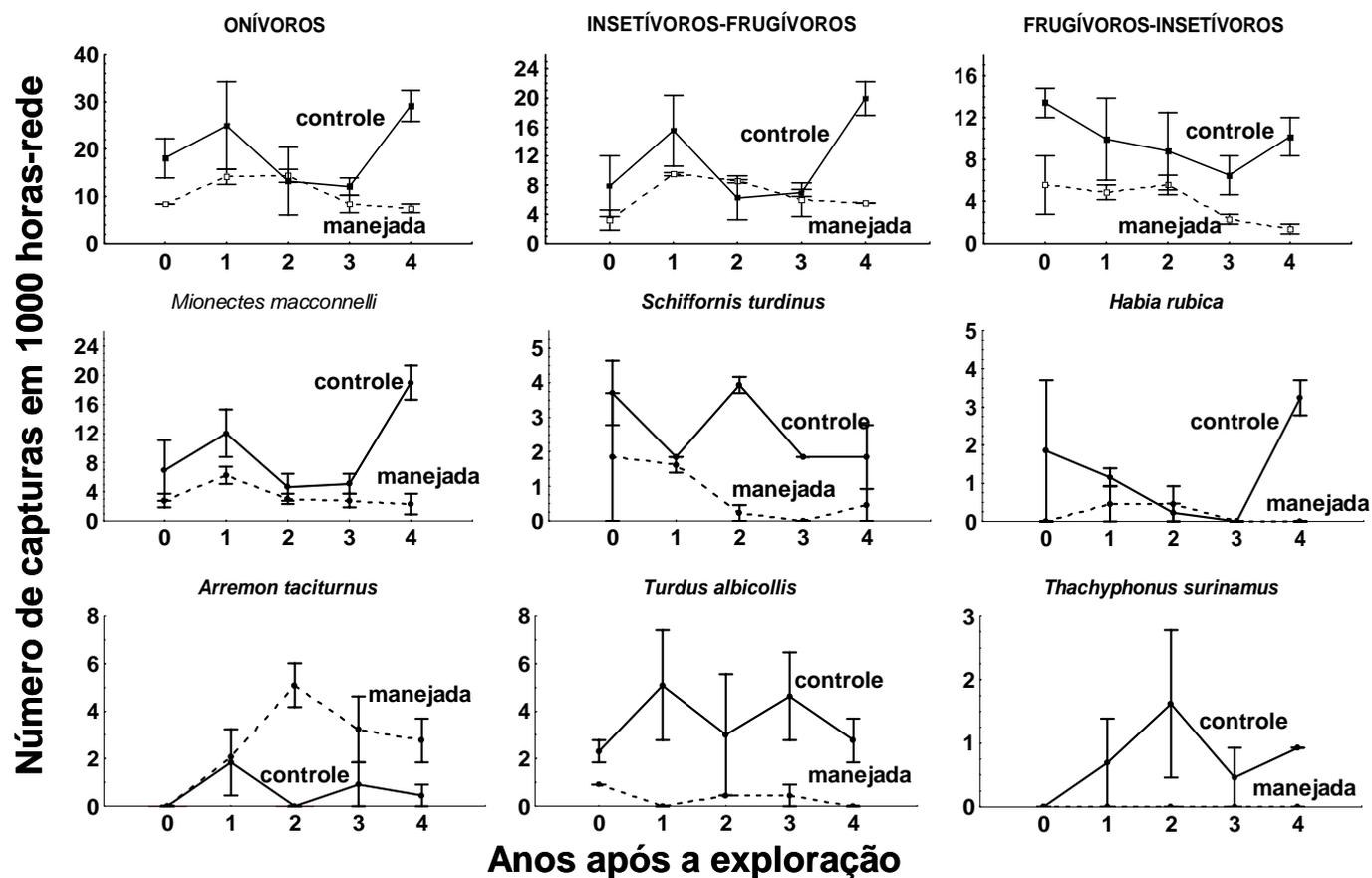
**FIGURA III - 5.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para as espécies *Dendrocincla merula*, *Dendrocolaptes picumnus*, *Automolus infuscatus*, *Deconychura stictolaema*, *Myrmotherula menetriesii*, *Thamnophilus aethiops*, *Xiphorhynchus spixii*, *Corythopsis torquata* e *Conopophaga aurita* como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração.



**FIGURA III - 6.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para as espécies *Sclerurus caudacutus*, *Sclerurus mexicanus*, *Sclerurus ruficularis*, *Formicarius analis*, *Hylophylax naevia*, *Malacoptila rufa*, *Myrmeciza hemimelaena*, *Myrmoborus myotherinus* e *Platyrinchus coronatus*, como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração.

**Onívoros** – Apresentaram um significativo efeito relacionado ao manejo (ANOVA manejo vs. tempo 0-4,  $F$  (manejo)=11.37,  $P=0.0071$ ). Ao subdividir esta guilda em dois grupos, um em que as espécies são mais frugívoras do que insetívoras e outro em que as espécies são mais insetívoras do que frugívoras, diferenças significativas na razão de captura são encontradas para ambos os grupos de espécies (ANOVA manejo vs. tempo 0-4,  $F$  (manejo)=17.92,  $P=0.002$  e  $F$  (manejo)=8.84,  $P=0.0135$ , frugívoros/insetívoros e insetívoros/frugívoros, respectivamente). Insetívoros-frugívoros também apresentaram um significativo efeito relacionado ao tempo (ANOVA manejo vs. tempo 0-4,  $F$  (tempo)=3.27,  $P=0.0417$ ), no entanto, em ambos os tipos de floresta, a correlação com o tempo não foi significativa ( $r=0.00$ ,  $P=1$ , floresta manejada, e  $r=0.2$ ,  $P=0.747$ ), (floresta controle). No nível das espécies foram observadas várias respostas (Tabela 4): *Mionectes macconnelli*, espécie que foi significativamente mais capturada em floresta controle no período anterior à exploração (Tabela 2), incrementou em abundância na floresta controle e declinou na floresta manejada (Figura 6). A presença de um efeito significativo relacionado ao tempo e de uma interação significativa entre o manejo e o tempo indica que a magnitude dessa diferença aumentou ao longo do período de amostragem. Contudo, não foi encontrada uma correlação com o tempo para o incremento observado na floresta controle ( $r=0.2$ ,  $P=0.747$ ) e nem para o declínio observado na floresta manejada ( $r=-0.56$ ,  $P=0.322$ ); *Arremon taciturnus*, que era raro tanto na floresta controle como na floresta manejada, apresentou um incremento na razão de captura observada na floresta manejada um ano após a exploração madeireira (Figura 6); *Tachyphonus surinamus* não foi registrado em redes de captura na floresta manejada e apresentou um discreto incremento na floresta controle após a exploração madeireira, chegando a ter um pico de 2.8 no segundo ano

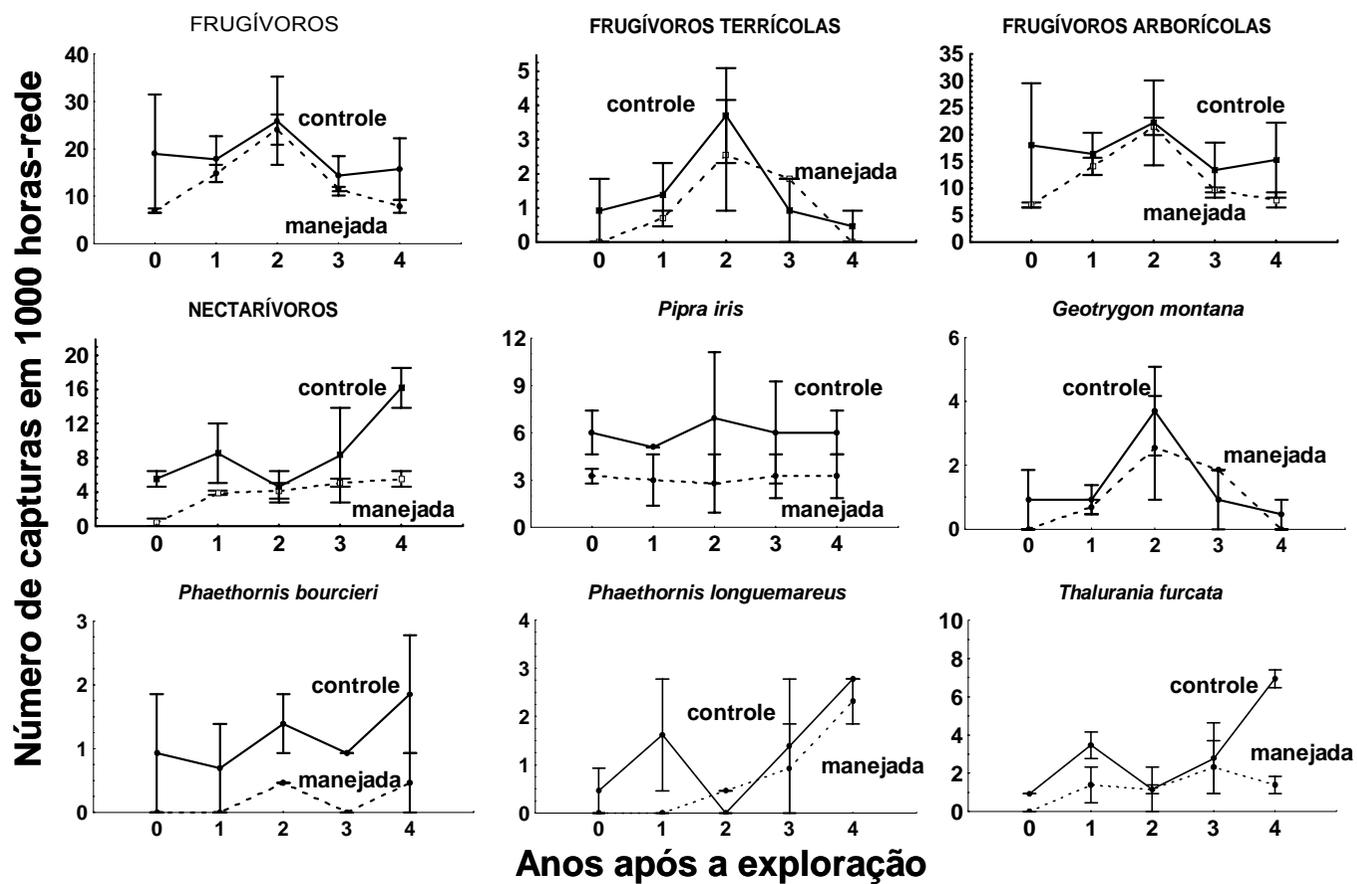
após a exploração; *Schiffornis turdinus* apresentou um declínio na floresta manejada e um incremento na floresta controle após a exploração madeireira (Figura 6); enquanto que *Turdus albicollis* foi consistentemente mais comum na floresta controle do que na floresta manejada, tanto no período pré-exploração como no período posterior à exploração madeireira (Figura 6).



**FIGURA III - 7.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para todos os insetívoros/frugívoros, frugívoros/insetívoros e para as espécies *Mionectes macconnelli*, *Arremon taciturnus*, *Schiffornis turdinus* e *Turdus albicollis* como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração.

**Frugívoros** – De maneira geral, frugívoros foram mais capturados na floresta controle do que na floresta manejada, apesar dessa diferença não ser estatisticamente significativa. Ao subdividir essa guilda em frugívoros arborícolas e frugívoros terrícolas também não são observados efeitos significativos relacionados ao manejo. Apenas uma espécie pertencente a essa guilda apresentou um efeito significativo relacionado ao manejo: o frugívoro arborícola *Pipra iris* (Tabela 4). Esse frugívoro arborícola foi consistentemente mais capturado na floresta controle do que na floresta manejada e a magnitude deste efeito foi estável ao longo do tempo (Figura 7).

**Nectarívoros** – Nectarívoros foram significativamente mais capturados na floresta controle do que na floresta manejada (ANOVA (manejo vs. tempo),  $F(\text{manejo})=10.582$ ,  $P=0.008$ , Figura 7). Este padrão foi em parte resultado das razões de captura dos beija-flores *Thalurania furcata* e *Phaethornis bourcieri*. O tempo também exerceu um efeito significativo sobre o número total de capturas de nectarívoros (ANOVA (manejo vs. tempo),  $F(\text{tempo})=3.248$ ,  $P=0.0593$ , Figura 7). A razão de captura de nectarívoros incrementou ao longo do tempo na floresta manejada ( $r=1$ ,  $P=0.000$ ). A maior parte deste padrão pode ser atribuído às capturas de *Phaethornis longuemareus*, que exibiu um significativo efeito relacionado ao tempo (Tabela 4, Figura 7) e cuja razão de captura incrementou de forma significativa na floresta manejada ( $r=0.975$ ,  $P=0.0048$ ).



**FIGURA III - 8.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em floresta controle e floresta manejada para todos os frugívoros, frugívoros arborícolas, frugívoros terrícolas, nectarívoros e para as espécies *Pipra iris* e *Thalurania furcata* como resultado de 5 anos de estudo na FLONA Tapajós. Zero representa o período de pré-exploração.

## DISCUSSÃO

### **Efeitos no nível da comunidade**

Este estudo analisa pela primeira vez os efeitos decorrentes da exploração madeireira de baixo impacto com amostragens pré e pós-exploração, o que permite uma distinção mais acurada da variação da abundância das espécies e guildas relacionada com fatores ambientais locais. A hipótese de trabalho era que o manejo florestal de baixo impacto minimizasse os efeitos da exploração madeireira sobre a comunidade de aves. Isto porque as árvores foram exploradas em uma baixa intensidade (cerca de metade da razão de exploração comercial na região) e os danos colaterais à floresta foram minimizados através de um cuidadoso planejamento das atividades relacionadas com a exploração madeireira. Apesar das estradas e pátios de estocagem contribuírem para a perda de copa na floresta manejada, estes sítios representam uma perda máxima de aproximadamente 5-7% da cobertura de copa em cada parcela. Contudo, o procedimento de ordenação demonstrou que a heterogeneidade da comunidade de aves após a exploração madeireira foi maior do que a heterogeneidade entre as amostras do período de pré-exploração. Isto indica que apesar das diferenças existentes na composição da comunidade e na abundância de algumas espécies entre as parcelas localizadas em floresta controle e em floresta manejada no período anterior a exploração, essas diferenças foram aprofundadas em decorrência da exploração madeireira. Além disso, as estimativas de riqueza de espécies, diversidade, dominância e raridade foram mais baixas na floresta manejada do que na floresta controle. Os efeitos do manejo florestal no nível da comunidade também são reforçados pela observação de que, apesar da razão de captura total não ter declinado de maneira

significativa, a ordem das abundâncias das 43 espécies mais comuns foi significativamente alterada entre o período anterior à exploração e 3 a 4 anos após a exploração. Entretanto, os resultados também sugerem que os estudos comparativos entre sítios controle e sítios manejados baseados somente em amostragens do período posterior a exploração podem superestimar os efeitos da exploração madeireira. Isto é indicado pela observação de que três espécies (*Automolus infuscatus*, *Dendrocincla merula* e *Platyrinchus coronatus*) das 24 que apresentaram efeitos significativos relacionados ao manejo (parcelas controle vs. parcelas manejadas) já apresentavam diferenças significativas na abundância no período anterior à exploração e que parte das espécies exclusivas da floresta controle, como por exemplo *Corythopsis torquata*, eram espécies especialistas em habitats criados por rios (*sensu* Remsen & Parker 1983), um habitat não encontrado na floresta manejada. Portanto, pelo menos 17% do efeito detectado neste estudo como sendo ocasionado pelo manejo florestal já estava presente na comunidade antes que a exploração madeireira fosse iniciada. Dessa maneira, o manejo florestal afetou de forma significativa cerca de 15% das espécies de aves capturadas em redes na FLONA Tapajós. Outros estudos têm demonstrado que entre 14% (Johns 1996) e 61% (Thiollay 1992) da avifauna de uma área podem ser significativamente afetadas pela exploração madeireira. O grande impacto observado por Thiollay (1992) pode em parte estar relacionado ao sítio em floresta não perturbada estar localizado a 130 km sudeste do sítio explorado, além do fato do autor ter amostrado somente as áreas abertas pela exploração, onde os danos à vegetação são mais severos, como sugerido por outros autores (Whitman *et al.* 1998). Uma outra evidência de que os dados de Thiollay (1992) podem estar superestimados é o fato de que o volume de madeira estimado para ter sido explorado foi de cerca de 11 m<sup>3</sup>/ha.

Mais de 50% desse volume foi estimado para ter sido retirado de cada uma das parcelas investigadas neste estudo (aproximadamente 18.7 m<sup>3</sup>/ha).

A ocorrência de uma variação anterior a exploração madeireira na abundância de algumas espécies entre as florestas manejada e controle devido fatores ambientais locais (por exemplo, topografia, proximidade de igarapé, presença de vegetação secundária) reforça a idéia de que o melhor desenho experimental é um estudo longitudinal começando na floresta não explorada, e acompanhando os mesmos sítios ao longo do processo de regeneração. Portanto, o pressuposto de que a maior parte das diferenças na composição da comunidade de aves de uma área explorada e de uma área não perturbada seria decorrente da exploração madeireira pode estar incorreta, mesmo para sítios de amostragem relativamente próximos.

### **Efeitos do manejo florestal de baixo impacto e do tempo nas espécies e guildas**

Mesmo considerando que quatro espécies, das 24 que apresentaram efeitos significativos relacionados ao manejo florestal, já apresentavam essas diferenças no período anterior à exploração madeireira, os resultados corroboram algumas conclusões de outros estudos com aves, nos quais os insetívoros, especialmente as espécies terrícolas e os insetívoros seguidores de bandos mistos, são as guildas mais negativamente afetadas pela exploração madeireira e pela fragmentação florestal (Mason & Thiollay 2001, Stouffer & Bierregaard 1995a, Stratford & Stouffer 1999). Ambas as guildas apresentaram uma tendência decrescente nas razões de captura significativamente correlacionada com o tempo. Espécies que foram significativamente mais comuns na floresta controle do que na floresta manejada incluíram três espécies especialistas em seguir bandos mistos (*Deconychura stictolaema*, *Myrmotherula*

*menetriesii* e *Xiphorhynchus spixii*), e uma espécie de insetívoro terrícola (*S. caudacutus*).

Alguns insetívoros especializados, que foram detectados como altamente vulneráveis as perturbações decorrentes da exploração madeireira em florestas na Guiana (Thiollay 1992), da fragmentação florestal na Amazônia Central (Stouffer & Bierregaard 1995a) e do fogo (Barlow *et al.* 2002), como por exemplo às espécies de aves que são seguidoras obrigatórias de formigas de correição, não foram negativamente afetadas na FLONA Tapajós, com a possível exceção de *Dendrocicla merula*, uma espécie especialista em sub-bosque (ver Capítulo II). Este resultado é suportado pelos estudos desenvolvidos na Venezuela por Mason (1996), que sugere dois fatores como possíveis razões para essa discrepância. Primeiro, Thiollay (1992) amostrou somente as áreas mais severamente perturbadas pela exploração madeireira (clareiras criadas pelo corte de árvores e ramais abertos pelo trator florestal), não amostrando as áreas que permanecem relativamente intactas após a exploração. Estas áreas podem representar importantes refúgios para as espécies que são altamente sensíveis à exploração (Lambert 1992). Segundo, espécies tais como os seguidores obrigatórios de formigas são muitos difíceis de observar fora das correições de formigas (Bierregaard & Lovejoy 1989), sendo mais fáceis de detectar através de técnicas como as redes de neblina do que através de outras técnicas de censo. Outra hipótese que pode ser proposta é que no nível de guilda ocorreu uma compensação em que espécies especialistas em clareira incrementaram na floresta manejada, como por exemplo, *Phlegopsis nigromaculata* (ver Capítulo I e IV). Contudo, este estudo foi desenvolvido bem antes dos efeitos mais severos da exploração madeireira sobre a comunidade de aves serem esperados para começar a ocorrer (Mason & Thiollay

2001). O declínio de algumas espécies de insetívoros pode somente começar a ocorrer depois de vários anos desde a exploração, como tem sido demonstrado por estudos sobre efeitos da fragmentação florestal em períodos de tempo relativamente longos (e.g. Stouffer & Bierregaard 1995a, 1995b). Esta conclusão é reforçada pela observação de que *Hylophylax naevia*, uma espécie arborícola solitária, apresentou um significativo efeito relacionado ao tempo caracterizado por declínio da abundância na floresta manejada, o qual foi negativamente correlacionado com o tempo. Portanto, apesar de não ter sido detectado um efeito significativo relacionado ao manejo, esta espécie também foi negativamente afetada pela exploração madeireira.

Apesar dos insetívoros terem em geral apresentado razões de captura inferiores na floresta manejada em relação a floresta controle, sete espécies que apresentaram um significativo efeito relacionado ao manejo foram mais freqüentes na floresta manejada do que na floresta controle: *Malacoptila rufa*, um insetívoro arborícola de biologia pouco conhecida, apresentou um padrão no qual a dominância de capturas variou entre a floresta controle e a floresta manejada em diferentes sessões de captura. Este padrão sugere que essa espécie utiliza recursos distribuídos assincronicamente, o que favorece deslocamentos espaciais amplos; *Dendrocolaptes picumnus* apresentou um pico na abundância observada na área manejada logo após a exploração madeireira e, em seguida, declinou para os mesmos níveis observados durante a fase de pré-exploração. Esta espécie é característica do médio-bosque e esse pico pode ser interpretado como um deslocamento vertical em resposta a perturbação do hábitat. Portanto, o padrão é consistente com os estudos que demonstram que o declínio dos insetívoros pode começar a ocorrer após vários anos desde a exploração. Em contraste, *Formicarius analis* e *Sclerurus rufigularis* apresentaram um incremento de

abundância entre o terceiro e o quarto ano na floresta manejada e um continuado declínio na floresta controle. Este resultado sugere que a exploração madeireira de cerca de 40 m<sup>3</sup>/ha que ocorreu em parcelas adjacentes a floresta controle no curso deste experimento pode ter em algum grau afetado a abundância desses insetívoros terrícolas e, conseqüentemente, os efeitos negativos da exploração madeireira em escala comercial podem se estender para além das áreas exploradas. Esta hipótese é corroborada pelo padrão apresentado por *Conopophaga aurita*, espécie terrícola que apresentou um significativo efeito relacionado ao tempo e uma correlação negativa entre tempo e abundância na floresta controle; *Myrmeciza hemimelaena* e *Myrmoborus myotherinus* apresentaram um consistente incremento na floresta manejada. A primeira é um especialista em clareira (ver Capítulo II) e a segunda é comum em floresta secundária. Isto sugere que florestas exploradas podem ser atrativas para algumas espécies de insetívoros que exploram recursos em áreas em regeneração. Contudo, o fato de quatro espécies especialistas em clareira (*Myrmotherula menetriesii*, *Pipra iris*, *Tachyphonus surinamus* e *Thalurania furcata*) terem sido mais freqüentes na floresta controle do que na floresta manejada impede generalizações e sugere que as clareiras abertas pela exploração madeireira não mimetizam clareiras naturais (ver Capítulo IV). Este padrão é ainda mais surpreendente para *Myrmotherula menetriesii*, que apresentou um significativo efeito relacionado ao tempo e uma interação significativa entre manejo e tempo além de uma correlação positiva entre tempo e a abundância na floresta controle. Portanto, efeitos temporais de declínio ou de incremento na abundância das espécies e guildas não foram confinados à floresta manejada. As consistentes modificações na abundância de algumas espécies e guildas na floresta controle reforçam a hipótese de que os efeitos da exploração madeireira em escala

comercial (40m<sup>3</sup>/ha) desenvolvida nas parcelas adjacentes durante o curso deste estudo podem se estender para além das parcelas exploradas.

Frugívoros tendem a ser mais resilientes aos efeitos da exploração madeireira do que insetívoros (Johns 1988, Lambert 1992, Thiollay 1992, Mason 1996, Guilherme & Cintra 2001). Eles são adaptados para forragear sobre recursos que estão amplamente distribuídos, muitas vezes de maneira disjunta, e que são freqüentemente disponíveis durante um tempo limitado (Feinsinger 1976, Levey 1988b). Portanto, caso haja frutos disponíveis, essas espécies são relativamente mais hábeis em explorar os ambientes criados pela exploração madeireira (Johns 1987, Mason 1996). No entanto, *Pipra iris*, a única espécie que apresentou um significativo efeito relacionado ao manejo florestal, foi consistentemente mais capturada na floresta controle do que na floresta manejada. Entretanto, como a magnitude dessa diferença não foi significativamente alterada entre o período anterior e o período posterior à exploração madeireira, não é possível inferir sobre os efeitos da exploração madeireira sobre essa espécie. Contudo, este resultado surpreende pelo fato dessa espécie ser um especialista em clareira (ver Capítulo II)

Espécies generalistas, tais como os frugívoros-insetívoros e insetívoros-frugívoros, geralmente não têm sido indicadas como negativamente afetadas pela exploração madeireira, e vários estudos têm demonstrado que algumas incrementam em abundância (Johns 1996, Mason 1996). Os dados da FLONA Tapajós confirmam em parte este padrão. *Arremon taciturnus*, um insetívoro-frugívoro especialista em clareira (ver Capítulo II), incrementou significativamente nas parcelas manejadas após a exploração madeireira. Contudo, de maneira geral insetívoros-frugívoros e frugívoros-insetívoros foram significativamente mais capturados na floresta controle do que na floresta manejada. Além disso, insetívoros-frugívoros apresentaram um significativo

incremento na floresta controle, padrão amplamente relacionado às capturas de *Mionectes macconnelli* na floresta controle. Este efeito, relacionado ao tempo, pode ter sido ocasionado pelo deslocamento a partir das parcelas adjacentes à floresta controle. Outros estudos em floresta amazônica têm documentado influxo de aves para dentro de fragmentos florestais após o desmatamento das florestas do entorno (Bierregaard & Lovejoy 1989, Bierregaard 1990a). Um influxo de aves deslocadas pela exploração madeireira pode incrementar a competição por recursos nas reservas de floresta intacta. Portanto, o padrão apresentado por esta espécie também reforça a hipótese de que os efeitos da exploração madeireira em escala comercial (40m<sup>3</sup>/ha) podem se estender para além das áreas exploradas.

Nectarívoros têm sido apontados como o grupo mais favorecido pela exploração madeireira, pelo menos durante o período em que as plantas de sub-bosque estão respondendo ao incremento dos níveis de luz. Este padrão tem sido observado na Amazônia Central (Johns 1992, Guilherme & Cintra 2001), Guiana (Thiollay 1992, 1997) e Venezuela (Mason 1996) e foi confirmado na FLONA Tapajós, onde os nectarívoros incrementaram na floresta manejada. Este incremento foi associado em sua maior parte ao incremento das capturas de beija-flores de sub-bosque e não como resultado de espécies de copa (i.e., *Heliotheryx aurita*, *Hylocharis sapphirina*, *Florisuga mellivora*) se deslocando até o sub-bosque. Por exemplo, *Phaethornis longuemareus*, um especialista em clareira, incrementou ao longo tempo na floresta manejada, como demonstrado pela correlação positiva entre o tempo e a abundância na floresta manejada. Duas espécies, *Phaethornis bourcierii* e *Thalurania furcata*, apresentaram um efeito significativo relacionado ao manejo. O padrão apresentado pela primeira sugere que as abundâncias permaneceram relativamente estáveis entre o período anterior e o

período posterior à exploração e que as diferenças nas abundâncias observadas na floresta controle e na floresta manejada já estavam presentes na comunidade. Em contraste, a segunda apresenta um significativo incremento na floresta controle após o terceiro ano desde a exploração, sugerindo um influxo de aves deslocadas pela exploração madeireira. Portanto, o incremento de nectarívoros foi em parte consequência de um deslocamento das áreas próximas que foram exploradas no curso deste experimento bem como uma resposta direta ao incremento da florificação na floresta manejada. A hipótese de influxo de beija-flores das parcelas manejadas em escala comercial, as quais foram exploradas com uma intensidade de 40m<sup>3</sup>/ha, para a floresta controle sugere que beija-flores de sub-bosque podem não ser tão resilientes à exploração madeireira quanto tem sido sugerido caso a intensidade de corte seja alta. Este resultado é ainda mais surpreendente para o beija-flor *Thalurania furcata*, que foi considerada uma espécie especialista em clareira na FLONA Tapajós (ver Capítulo II, Wunderle *et al.* 2004).

### **Implicações para manejo florestal**

O potencial econômico e os tratamentos silviculturais da exploração madeireira têm sido largamente documentados em florestas tropicais. Contudo, somente recentemente os efeitos sobre as comunidades de aves têm sido estudados na região neotropical (Thiollay 1992, 1997, Johns 1996, Mason 1996, Aleixo 1997; Whitman *et al.* 1998; Guilherme & Cintra 2001). Comparações entre estes estudos e o desenvolvido na FLONA Tapajós são difíceis, pois eles diferem em um grande número de fatores como: a composição da comunidade de plantas e animais, a escala geográfica, os métodos de exploração madeireira, a intensidade de exploração, a extensão da área explorada, os

tratamentos silviculturas pré e pós-exploração empregados, a extensão e proximidade de refúgios florestais e a intensidade de caça (Whitman *et al.* 1998). Apesar das dificuldades de comparação, este estudo confirma que alterações em grau variado podem ser detectadas ao longo de um considerável período de tempo na comunidade de aves ainda que a maior parte das espécies de aves persistam nas florestas manejadas para exploração madeireira. Isto é consistente com os resultados de estudos anteriores (Tabela 5). Portanto, o manejo florestal tal como o planejado nos 500.000km<sup>2</sup> de Florestas Nacionais, que serão licenciados até 2010 na Amazônia Brasileira (Veríssimo *et al.* 2002a, 2002b), pode contribuir para que a maior parte da biodiversidade seja mantida ao longo de grandes áreas economicamente ativas. Contudo, considerando que os estudos têm demonstrado que as mudanças na composição da comunidade são proporcionais à magnitude da perturbação causada pelo manejo florestal, é recomendável que, além da utilização de todas as estratégias propostas para reduzir os danos associados à exploração madeireira, incluindo o cuidadoso planejamento da operação de exploração como a utilizada pelo manejo florestal de baixo impacto (Barreto *et al.* 1998), o volume de madeira que será autorizado explorar nessas florestas seja reavaliado. Neste estudo, o volume de madeira explorada foi cerca de metade do autorizado pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), órgão responsável pela administração das Florestas Nacionais e pela condução do processo de licenciamento de exploração nessas unidades de conservação. Mesmo assim, os efeitos detectados ainda são consistentes com o corpo de evidências de que comunidades animais são negativamente afetadas pela exploração madeireira. Além disso, os resultados também sugerem que a exploração de parcelas adjacentes à floresta controle utilizando a

intensidade das explorações comerciais praticadas fora da Flona Tapajós teve reflexos significativos sobre a abundância de algumas espécies e guildas na floresta controle.

Na Amazônia, o planejamento das áreas que serão manejadas com finalidade de exploração madeireira não tem levado em conta considerações ecológicas. Isso resulta em áreas testemunha localizadas em áreas declivosas, ou ainda, em solos pobres, ou com a presença de igarapés, o que não necessariamente representam as melhores escolhas para a finalidade de conservar uma área que sirva de testemunha do manejo florestal e dos tratamentos silviculturais. Na FLONA Tapajós essa realidade não foi diferente. A área escolhida para permanecer como testemunha da exploração madeireira e utilizada como floresta controle neste estudo ficou localizada ao longo do único curso d'água em uma considerável extensão da FLONA Tapajós, além de apresentar uma pequena área de vegetação secundária. Como resultado, parte das diferenças identificadas como resultantes da exploração madeireira já estavam presentes na comunidade e eram relacionadas a fatores ecológicos locais (associação com habitats criados por rios e vegetação secundária). A definição das áreas testemunha em planos de manejo para fins de exploração madeireira, ou para qualquer outro fim, sempre irá proporcionar um melhor resultado se for baseada em informações ecológicas. Portanto, é recomendável a colocação de áreas testemunha em áreas representativas das áreas exploradas, ao invés de deixar como testemunha somente as áreas impróprias para exploração, ou exploração dificultada pela topografia e, portanto, mais caras, ou em áreas que obrigatoriamente devem ser mantidas como áreas protegidas de qualquer intervenção, como por exemplo, as áreas próximas aos cursos d'água.

Outras atividades humanas podem causar efeitos sinérgicos aos da exploração madeireira. A abertura das estradas que permitem a exploração madeireira também torna essas áreas acessíveis para caçadores, resultando em um maior impacto de caça (Robinson *et al.* 1999, Mason & Thiollay 2001). Talvez, este efeito indireto possa ser mais danoso às populações animais do que os efeitos diretos da exploração madeireira em áreas onde a exploração ocorre de forma manejada e controlada (Robinson *et al.* 1999). A abertura de copa resseca as folhas e galhos do chão da floresta, incrementando o risco de fogo nas florestas exploradas (Kauffman *et al.* 1988, Uhl & Vieira 1988, Uhl & Buschbacher 1985). Na Amazônia, o fogo é largamente utilizado na agricultura e na implantação de pastagens, tornando a ignição antropogênica perigosamente comum. Portanto, é essencial que as áreas exploradas sejam cuidadosamente manejadas para prevenir fogo e caça.

Exploração madeireira nas florestas nacionais é de grande interesse para a iniciativa privada assim como a replicação de uma prática de manejo sustentável é de grande interesse para a política ambiental. Documentação dos efeitos dessas práticas sobre a vida silvestre é necessária para o completo entendimento dos efeitos do manejo florestal. Portanto, a continuação do monitoramento tanto das parcelas exploradas experimentalmente como das parcelas exploradas pela iniciativa privada é necessário para revelar em prazo ainda mais longos dos que os desenvolvidos nesse estudo os efeitos da exploração madeireira.

## CAPÍTULO IV

### A Comunidade de Aves em Clareiras e Sub-bosque após a Exploração Madeireira de Baixo Impacto: o caso da Floresta Nacional do Tapajós

*Abstract* – **Understory bird community in gaps and forest after low impact selective logging: the case of Tapajós National Forest.** This study compares the avian response to low impact selective logging by comparing the distribution in gaps and forest of control and cut blocks at the Tapajós National Forest at 20 to 42 months post-harvest. Despite low harvest rates (18.7 m<sup>3</sup>/ha) estimated bird species richness was lower in the cut forest (82) than control (102) and only 36% of the species were shared between cut and control. The higher nectarivore and frugivore captures in cut forest were expected in response to post-harvest resource blooms. Higher captures of insectivores (especially mixed-species flock insectivores) in cut forest were unexpected, and are attributed to increase wandering or shifts from midstory in response to habitat disruption. Logging affected capture rates for 21 species, either directly or with a positive interaction with physiognomy and/or time (12 species higher in cut forest and 9 species higher in control forest). Both cut physiognomies had lower species richness, diversity, dominance, and rarity than the corresponding control physiognomy, but differences in species richness and rarity were greatest between cut and control gaps, possibly due to greater foliage variation in control gaps. Total captures and captures of nectarivores, frugivores, and insectivores were highest in gaps in both forest types. Higher foliage density in the cut understory may have contributed to the higher percentage of midstory visitors in cut understory (47%) than control understory (32%). Logging reduced differences between gap and understory bird communities, as more species were shared between gap and understory in cut forest (63%) than in control (40%). Temporal changes in cut forest captures may have resulted from succession: ant-followers increased, solitary frugivores showed a temporal influx in cut forest, and captures of three insectivore

species changed with time in cut gaps. Temporal increases in guilds and individual species were more prevalent in control than cut forest, suggesting that logging displaced birds to the control forest, but as previously suggested increases may also result from succession. Overall logging effects were relatively minor, suggesting that low harvest rates and low impact methods coupled with long rotation periods and forest reserves could play an important role in maintaining avian diversity in Amazon forests.

*Key words:* bird communities, disturbance, logging effects, selective logging, treefall gaps, understory birds, amazon forest

*Resumo* – Este estudo compara a resposta de uma comunidade aves à exploração madeireira de baixo impacto através da comparação de clareiras e sub-bosque em parcelas controle e em parcelas exploradas na Floresta Nacional do Tapajós entre o 20 até o 42 mês após a exploração. Apesar da baixa intensidade de exploração (18.7 m<sup>3</sup>/ha), as estimativas de riqueza foram menores nas áreas exploradas (82) do que nas áreas controle (102) e somente 36% das espécies eram compartilhadas entre as áreas exploradas e as áreas controle. A maior captura de nectarívoros e frugívoros nas áreas exploradas era esperada em resposta a aumento de recursos após a exploração. A maior razão de captura de insetívoros (especialmente insetívoros característicos de bandos mistos) nas áreas exploradas não eram esperadas e seu incremento é atribuído a um deslocamento a partir do médio-bosque como uma resposta à perturbação do habitat. A exploração madeireira afetou as razões de captura de 21 espécies, diretamente ou através da interação positiva entre a fisionomia e/ou tempo (12 espécies foram mais comuns na área explorada e 9 espécies foram mais comuns na área controle). Ambas as fisionomias da área explorada apresentaram riqueza, diversidade, dominância e raridade inferiores às fisionomias correspondentes das áreas controle, mas diferenças na riqueza de espécies e na raridade eram maiores entre clareiras da área explorada vs. clareiras nas áreas controle,

possivelmente devido a uma maior variação na densidade da folhagem nas clareiras da área controle. O total das capturas e as capturas de nectarívoros, frugívoros e insetívoros apresentaram razões maiores em clareiras em ambos os tipos de floresta. Densidade de folhagem no sub-bosque da área explorada pode ter contribuído para a maior percentagem de visitantes do médio-bosque no sub-bosque da área explorada (47%) do que do sub-bosque da área controle (32%). A exploração reduziu as diferenças entre clareira e sub-bosque, já que mais espécies eram compartilhadas entre clareira e sub-bosque nas áreas exploradas (63%) do que nas áreas controle (40%). Mudanças temporais na área explorada podem ter resultado da sucessão: seguidores de formigas incrementaram, frugívoros solitários mostraram um influxo temporal na área explorada e três espécies de insetívoros mudaram com o tempo nas clareiras da área explorada. Incremento temporal nas guildas e em espécies individuais eram mais prevalentes nas áreas controle do que na área explorada, sugerindo que a exploração deslocou aves para as parcelas controle. Mas, como previamente sugerido, o incremento pode também resultar da sucessão. De maneira geral, os efeitos da exploração madeireira eram relativamente menores, sugerindo que a intensidade de exploração baixa e métodos de baixo impacto com longos períodos de rotação e reservas florestais podem ter um importante papel na conservação da diversidade de aves na floresta amazônica.

*Palavras-chave:* comunidades de aves, perturbação, efeitos da exploração madeireira, exploração seletiva de madeira, clareiras naturais, aves de sub-bosque, floresta amazônica

## INTRODUÇÃO

Por contribuírem para a heterogeneidade das florestas tropicais, as clareiras naturais têm um papel importante na distribuição, abundância e diversidade de organismos florestais (Brokaw 1982a, 1985a). Isso ocorre devido a queda de uma ou mais árvores, e a conseqüente abertura no dossel da floresta, iniciar um processo de sucessão que resulta em um mosaico que apresenta estrutura e composição que vai desde uma fase clareira, com pouco ou nenhuma copa, até uma fase madura com copa intacta (Whitmore 1978, Brokaw 1985a, 1985b). A fase clareira representa um período de colonização e crescimento rápido de plantas (Denslow *et al.* 1990) e incremento da produção de flores e frutos (Levey 1988a, Smith *et al.* 1992). Estas mudanças no desenvolvimento de uma clareira são muitas vezes de forte contraste com o sub-bosque circundante, que difere das clareiras em microclima (Hallé *et al.* 1978, Chazdon & Fetcher 1984), detritos (Whitmore 1978), produtividade primária (Hallé *et al.* 1978) e composição das espécies de plantas (Brokaw 1982a, 1985a). Entretanto, este contraste pode ter uma duração relativamente curta, pois o fechamento do dossel para uma clareira de tamanho médio ocorre entre 4 e 6 anos (Van der Meer & Bongers 1996, Fraver *et al.* 1998). Clareiras ocorrem com bastante frequência em florestas tropicais (aproximadamente 1% das florestas por ano são convertidas em clareiras; Denslow 1987, Hartshorn 1990), de tal maneira que entre 4.3 a 7.3% de uma área de floresta consiste de clareira (e.g. Lang & Knigh 1983, Yavitt *et al.* 1995).

Algumas clareiras abertas pela exploração madeireira podem mimetizar uma clareira natural, pelo menos em áreas com baixa intensidade de exploração (Whitman *et al.* 1998). Entretanto, a perturbação provocada pela exploração madeireira pode

atuar de forma sinérgica com aquela decorrente da perturbação natural, e conseqüentemente, os efeitos podem divergir daqueles produzidos por clareiras naturais (revisado em Fimbel *et al.* 2001a). Não somente a densidade de clareiras aumenta nas florestas exploradas, mas também as clareiras produzidas pela atividade madeireira são talvez maiores do que aquelas abertas pela queda natural de árvores. Além disso, a abertura de estradas, ramais de arraste e pátios de estocagem são áreas que incrementam a perda de copa (e.g. Uhl & Vieira 1989). Como resultado, mais luz chega ao chão da mata em florestas exploradas produzindo condições mais quentes e secas e eventualmente um adensamento da vegetação do sub-bosque, já que as plantas respondem positivamente ao incremento dos níveis de luz. Esta modificação do microclima e da vegetação têm um efeito importante para a biota e pode resultar na perda de diversidade de aves em florestas exploradas (Johns 1991, Thiollay 1992, 1997, Mason 1996). Não somente espécies florestais podem desaparecer em florestas exploradas (Mason 1996), mas também algumas espécies especialistas em clareiras (Thiollay 1992), sugerindo que as aves podem responder de maneira diferente às clareiras naturais e às clareiras criadas pela exploração madeireira.

A resposta das aves às mudanças na vegetação após a exploração madeireira depende da intensidade da exploração e do tempo decorrido desde a exploração (Guilherme & Cintra 2001, Mason & Thiollay 2001). Além disso, a regeneração florestal varia de acordo com as características específicas de cada sítio (Chapman & Fimbel 2001), incluindo o regime de perturbação natural, quel pode contribuir para que ocorram diferenças entre os sítios em relação à resposta das aves à exploração madeireira (Whitman *et al.* 1998). Contudo, há um crescente corpo de evidências mostrando que ocorre um incremento de aves de copa nas clareiras (Mason 1996) e um decréscimo de

aves de sub-bosque, especialmente de insetívoros (Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996). Insetívoros, especialmente aqueles que seguem bandos mistos de aves ou aqueles que seguem correições de formigas, podem ser especialmente vulneráveis às perturbações florestais, como aquelas decorrentes da exploração madeireira (Mason & Thiollay 2001). Em contraste, algumas espécies especialistas em clareira podem incrementar, como por exemplo, os nectarívoros e os frugívoros, que respondem ao incremento de flores e de frutos nas clareiras exploradas (Mason 1996). Apesar de alguns padrões gerais da resposta da comunidade de aves à exploração madeireira em florestas neotropicais começarem a aparecer, detalhes da resposta nos níveis de guilda e espécies ainda são pobremente conhecidos, assim como os fatores que contribuem para as diferenças nas respostas entre sítios nos quais ocorreu a exploração madeireira (Mason & Thiollay 2001). Além disso, pouco é conhecido sobre a variação das respostas das guildas e das espécies de aves ao longo do tempo.

Neste estudo, a resposta de aves à exploração madeireira de baixo impacto é comparada, através de redes de captura, entre as clareiras e o sub-bosque florestal em uma floresta de terra firme na FLONA Tapajós. O estudo foi desenvolvido ao longo de 22 meses, começando vinte meses após a exploração madeireira. A intensidade da exploração foi de 18.7m<sup>3</sup>/ha, utilizando o manejo florestal de baixo impacto, que minimiza o dano colateral através do planejamento das atividades em todas as fases da exploração (ver Johns *et al.* 1996). Este estudo foi desenvolvido para responder as seguintes questões: 1. Quais espécies e guildas são afetadas pela exploração de baixo impacto e quais os efeitos correspondentes ao uso de clareiras naturais e de sub-bosque florestal; 2. A comunidade de aves em clareiras exploradas e sub-bosque florestal perturbado diferem em composição, diversidade, uniformidade, raridade ou

riqueza de espécies daqueles habitats correspondentes em florestas não perturbadas; 3. Quais aves de outros estratos ou habitats utilizam clareiras e sub-bosque em florestas exploradas e como elas diferem das aves encontradas em clareiras e sub-bosque de florestas não perturbadas; 4. Como a distribuição de aves em clareiras exploradas, clareiras naturais, sub-bosque em floresta perturbada e sub-bosque em floresta não perturbada variam ao longo do curto período de sucessão investigado (aproximadamente dois anos); Este estudo difere de estudos anteriores ao comparar populações de aves em clareiras exploradas e sub-bosque florestal manejado para exploração de baixo impacto com clareiras naturais e sub-bosque em áreas controle próximas aos sítios explorados, além de também caracterizar a resposta temporal ao longo de um curto período pós-exploração em que o crescimento da vegetação é mais rápido.

## ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi conduzido na FLONA Tapajós. Para uma descrição detalhada da área, ver o Capítulo I. O experimento foi conduzido sobre uma grade de 5000 ha ( $3^{\circ} 21'21''$  S,  $54^{\circ} 56'58''$  W) estabelecida para demonstração de manejo florestal para retirada de madeira. Os sítios de amostragem correspondem a duas parcelas adjacentes (C-2 e C-3), localizadas na Quadra Testemunha, que será mantida como controle da exploração e dos tratamentos silviculturais planejados para a área, e duas parcelas não adjacentes (B-18 e B-2), localizadas na Quadra 4 e exploradas através de manejo florestal de baixo impacto. Todas as parcelas possuíam uma área de 100 ha.

Cada parcela controle era circundada por floresta não perturbada em três lados, e um quarto lado, era adjacente a uma das quadras na qual ocorreu exploração madeireira (com intensidade aproximada de  $40\text{m}^3/\text{ha}$ ) durante o curso deste estudo. Ambas as parcelas controle eram atravessadas por um pequeno igarapé de terra firme. Todas as redes nas parcelas controle eram situadas a uma distância mínima de 30 metros do igarapé e da borda da quadra explorada. Os dois blocos manejados eram limitados por floresta não perturbada sobre um dos lados e floresta explorada (com intensidade aproximada de  $40\text{m}^3/\text{ha}$ ) sobre os outros três lados durante o curso deste estudo. Os dois blocos manejados eram separados um do outro por uma distância de cerca de 2.5 km e separados das parcelas controle por uma distância de 2 a 4.5 km.

A exploração madeireira sobre os dois blocos foi completada em dezembro de 1997, 20 meses antes do início deste estudo. As duas parcelas manejadas foram exploradas com uma intensidade baixa para demonstração de manejo florestal de baixo impacto. As parcelas foram inventariadas, o que facilitou o planejamento da queda e dos ramais de arraste utilizados pelo trator florestal. O objetivo foi minimizar danos florestais e compactação do solo. Na parcela B-2 a intensidade de exploração foi de  $18.7\text{m}^3/\text{ha}$ , resultando em um total de  $1870.49\text{m}^3$  (volume geométrico) removido de uma área de 100 ha (1000m x 1000m). A parcela B-18 foi explorada com uma intensidade de  $18.73\text{m}^3/\text{ha}$ , resultando em  $1872.708\text{m}^3$  removidos de uma área de 100 (1200 x 800).

## MÉTODOS

Redes de captura foram usadas para amostrar as aves, pois elas permitem uma amostragem similar e simultânea de numerosos sítios e evitam as dificuldades de detecção e identificação de aves por observação visual ou auditiva. Além disso, observadores podem diferir em suas habilidades de identificação no campo e podem deixar de registrar espécies que raramente vocalizam ou são dificilmente observadas. O uso de redes de captura evita alguns desses problemas e permitem comparações de estudos em diferentes sítios desenvolvidos por diferentes investigadores. Uma outra vantagem é que este método focaliza sobre aves de sub-bosque, que é o grupo de aves mais afetado pelas atividades de exploração madeireira (revisado em Mason & Thiollay 2001). Contudo, como o uso de redes de captura não permite uma amostragem ao acaso de toda a comunidade de aves (Karr 1981, Bierregaard 1990a, 1990b, Remsen & Good 1996), tem sido recomendado utilizá-las somente para comparar razões de captura dentro de espécies ou grupos de espécies com comportamento similar (Karr 1981, Bierregaard 1990a, 1990b). O Capítulo I apresenta uma discussão sobre os problemas associados com amostras em redes de captura na Flona Tapajós e ajuda a interpretar os resultados do presente estudo em relação a estes problemas.

Dois diferentes tipos de habitats foram selecionados para a colocação das redes, baseado em sua fisionomia: clareira e sub-bosque florestal adjacente (ver Capítulo II). Ambas fisionomias foram amostradas em parcelas controle e em parcelas manejadas e foram designadas com o termo “natural” e “manejada” para indicar o tipo de parcela na qual estava situada. Uma clareira é “uma abertura vertical na floresta que se estende

através da copa até dois metros do chão da floresta” (Brokaw 1982b). Todas as clareiras situadas nas parcelas controle resultaram da queda natural e todas as clareiras situadas nas parcelas manejadas resultaram da exploração de uma árvore. Sítios em sub-bosque foram estabelecidos sob floresta com copa contínua e foram inicialmente localizados cerca de 25 metros da clareira mais próxima. Duas ou mais redes de captura (várias combinações de 6m ou 12m) foram colocadas em cada sítio totalizando sempre 24m de rede de neblina. As redes foram arranjadas em várias configurações (forma de T, forma de L ou em linha reta) para se ajustar ao formato das clareiras; redes no sub-bosque foram arranjadas da mesma forma. Todas as redes possuíam 2.6 m de altura e malha de 35 mm.

Cada parcela foi subdivida em 4 quadrantes, para assegurar uma adequada dispersão do esforço de amostragem nas parcelas. Dentro de cada quadrante as redes foram pareadas (clareira e sub-bosque) de modo que dentro de cada par os sítios eram mais próximos entre si do que dos outros pares de sítios e cada sítio era pelo menos 30m distante do sítio mais próximo. Conseqüentemente, 16 clareiras e 16 sub-bosques foram estabelecidos nas parcelas controle. Nas parcelas manejadas, cada sítio de amostragem foi composto por dois tipos de clareira (clareira pela exploração de uma árvore e pátio de estocagem) e um sub-bosque adjacente. Foi estabelecido 1 sítio em cada quadrante das parcelas manejadas. Portanto, 8 clareiras e 4 sub-bosques foram estabelecidos nas parcelas manejadas.

As aves foram amostradas em sessões de dois dias consecutivos durante os seguintes períodos: 19 de agosto a 4 de setembro 1999; 25 de novembro a 16 de dezembro 1999, 21 de março a 7 de abril de 2000; 12-28 de junho 2000; 07 a 26 de setembro de 2000; 24 de novembro a 9 de dezembro 2001; 16-26 de maio de 2001; 11-

26 de junho de 2001. Apesar dos intervalos entre as sessões de captura não terem sido constantes (média de 87 dias  $\pm$  38 de desvio padrão, amplitude de 25-153 dias), não há evidência de relação entre a razão de captura e o intervalo entre as sessões ( $r=0.27$ ,  $P=0.55$ ), sugerindo que o aprendizado da localização das redes não interferiu com as razões de captura (ao contrário, as razões de captura incrementaram ao longo do estudo).

Durante cada sessão, as redes em cada sítio eram abertas na metade de uma parcela por dois dias consecutivos de amostragem (de 06:00 as 14:00 horas no dia 1 e de 06:00 as 12:00 horas no dia 2), sendo operadas simultaneamente antes de serem movidas para os outros sítios localizados na outra metade da parcela. Portanto uma sessão envolveu 16 dias de amostragem nas quatro parcelas, apesar da sessão nem sempre ser contínua. As redes eram abertas e inspecionadas a cada hora, e todas as aves capturadas, com exceção dos beija-flores, eram marcadas com anilhas de metal ou com anilhas coloridas e depois libertadas. Para a identificação de recapturas de beija flores em uma mesma sessão, uma pena da asa ou da cauda era cortada antes de serem libertados. Todas as espécies foram identificadas em nível de espécie. Durante uma sessão, foram registradas tanto as capturas como as recapturas das aves previamente marcadas. Razões de captura em clareiras são interpretadas como o valor mínimo, pois as redes em clareiras estão expostas diretamente à luz solar durante a maior parte do dia, reduzindo a efetividade de captura em relação às redes na floresta.

### **Análise**

As razões de captura foram utilizadas como um índice de abundância e apresentadas como o número de capturas em 1000 horas-rede, onde uma hora rede representa 12m

de rede aberta por uma hora. Todas as recapturas durante a mesma sessão de captura foram excluídas e todas as recapturas entre as sessões foram incluídas. Análises das razões de captura envolveram ANOVA fatorial (**tempo**, 8 sessões, **fisionomia**, clareira vs. sub-bosque; **manejo**, parcela controle vs. parcela manejada), na qual as parcelas foram ligadas em manejo e fisionomia (2) e tempo (8) foram as repetições. As análises foram desenvolvidas tanto para a razão de captura de uma dada espécie como para as guildas baseadas em sua classificação ecológica (Bierregaard 1990a, Henriques *et al.* 2003, Capítulo I).

A classificação das guildas incluiu tanto uma classificação simples como uma categorização complexa das espécies (ver Capítulos II e III). As guildas simples incluíram nectarívoros, frugívoros e insetívoros. As guildas complexas incluíram uma subdivisão de algumas dessa guildas simples e incluíram seguidores de formigas, insetívoros solitários, insetívoros-frugívoros solitários, insetívoros seguidores de bandos mistos, insetívoros-frugívoros seguidores de bandos mistos, frugívoros solitários, frugívoros-insetívoros solitários, frugívoros-insetívoros seguidores de bandos mistos.

Os valores paramétricos (ou seja, média e desvio padrão) foram estimados para cada um dos índices de biodiversidade através de uma abordagem de *bootstrap*. As medidas de biodiversidade incluíram o índice de uniformidade de Camargo (1993), o índice de diversidade de Shannon (Pielou 1975), o índice de dominância de Berger-Parker (Berger & Parker 1970), a riqueza de espécies (ou seja, o número cumulativo de espécies únicas) e a raridade (definida como o número de espécies com uma frequência relativa de captura menor do que o inverso da riqueza de espécies; Camargo 1993, Gaston 1994). Também foi utilizado o índice de similaridade de Jaccard:

$$\text{Similaridade} = C (\text{manejada, controle}) / [T (\text{manejada}) + T (\text{controle})]$$

onde C (manejado, controle) é o número de espécies compartilhadas pela floresta manejada e controle e T (manejada) e T (controle) é o número de espécies da floresta manejada e da floresta controle, respectivamente.

Testes estatísticos seguiram Sokal & Rohlf 1995 usando SPSS (Norusis 1990). Teste Kolmogorov-Smirnov foi usado para comparar a ordem da distribuição das abundâncias entre as fisionomias em um tipo de floresta. Um teste qui-quadrado de contingência acessou as diferenças na composição de espécies e guildas entre parcelas e fisionomias. Um teste G de independência foi usado para comparar a distribuição do máximo de capturas para espécies em clareiras e em floresta entre controle ou manejada. De maneira similar, teste G também foi usado para comparar a distribuição de captura de espécies exclusivas em clareiras e sub-bosque entre os dois tipos de floresta. Correlação de Spearman foi usada para avaliar a associação de razões de captura (todas as espécies combinadas e espécies individuais) com o tempo.

## RESULTADOS

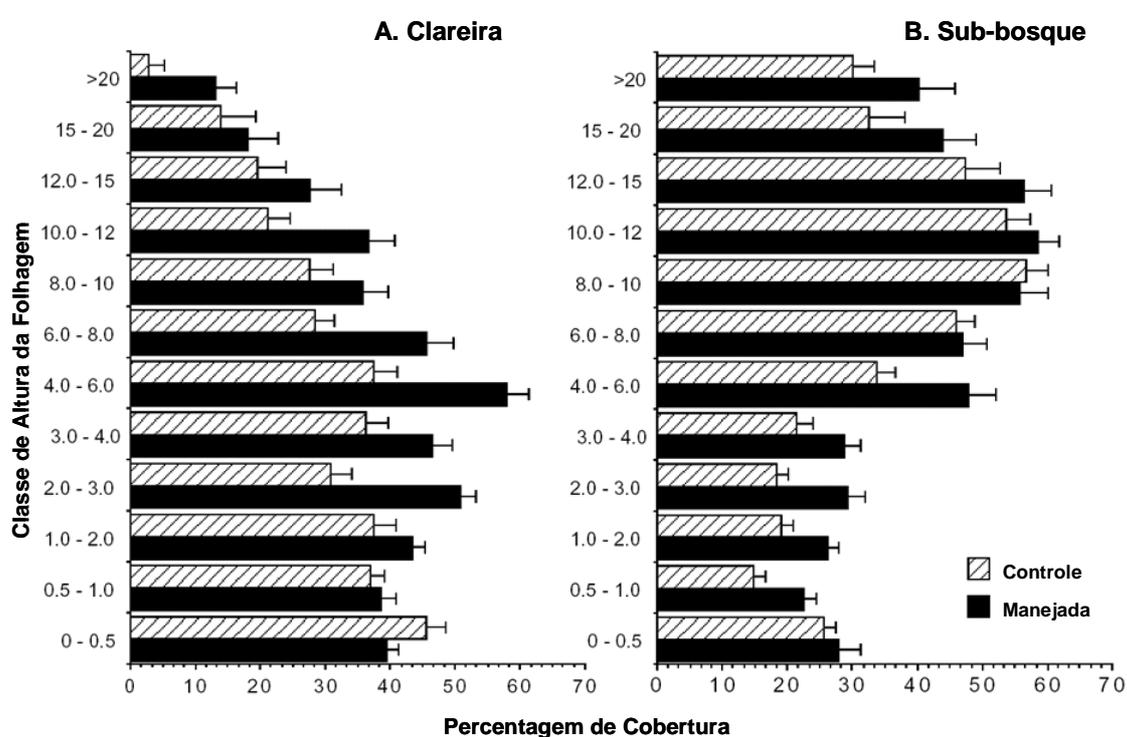
### Vegetação

A distribuição vertical da vegetação ao final do estudo diferiu consideravelmente entre clareira e sub-bosque nos sítios em floresta controle e manejada (Figura 1). Em ambos os tipos de floresta, a maior parte de folhagem nas clareiras ocorreu dentro dos 6 m desde o chão, em contraste com os sítios em sub-bosque cuja maior densidade de folhagem ocorreu acima dos 6 m. De maneira geral, densidade de folhagem foi maior na floresta manejada do que na floresta controle para 11 de 12 classes de altura de folhagem (teste t de Student,  $t = 4.00$ ,  $gl = 11$ ,  $P = 0.002$ ) e em sítios de sub-bosque (teste t de Student,  $t = 5.14$ ,  $df = 11$ ,  $P < 0.001$ ). Apesar da densidade de folhagem ter sido maior em clareiras em floresta manejada do que em clareiras em floresta controle, variação na densidade de folhagem entre as 12 classes de altura de folhagem foi significativamente (teste de Wilcoxon,  $Z = 2.98$ ,  $P = 0.003$ ) maior em clareiras em floresta controle (mediana do coeficiente de variação = 42.6) do que em clareiras em floresta manejada (mediana coeficiente de variação = 32.7).

A copa densa acima das redes em sub-bosque em ambos os tipos de floresta foi corroborada através das leituras utilizando densiometro esférico (Tabela 1). Uma maior percentagem de copa foi aberta acima dos sítios em clareiras do que acima dos sítios em sub-bosque. Contudo, dentro de uma fisionomia (clareira ou sub-bosque), pouca diferença na abertura de copa foi encontrada entre floresta controle e floresta manejada, principalmente para os sítios em sub-bosque. Fechamento de copa entre

Junho de 2000 e Junho de 2001 foi geralmente maior em clareiras do que em sub-bosque tanto na floresta controle como na floresta manejada.

As medias das áreas não diferiram significativamente ( $t = 0.73$ ,  $gl = 46$ ,  $P = 0.47$ ) entre floresta controle (média =  $286 \pm 37$  erro padrão, amplitude 65 - 760) e floresta manejada (média =  $219 \pm 55$  erro padrão, amplitude 35 - 999).



**FIGURA IV - 1.** Perfil da altura da folhagem para 32 sítios em clareira natural em floresta controle e 24 sítios em clareira aberta pela exploração madeireira em floresta manejada (A) e 32 sítios em sub-bosque de floresta controle e 24 sítios em sub-bosque de floresta manejada na floresta de terra firme da FLONA Tapajós, Brasil. Média e erro padrão são apresentados para cada classe de altura.

**TABELA IV - 1.** Média e erro padrão da abertura de copa em clareira e sub-bosque de floresta controle e floresta manejada em Junho de 2000 e Junho de 2001 na Floresta Nacional de Tapajós, Brasil. A floresta manejada foi explorada com uma intensidade de 18 m<sup>3</sup>/ha em Dezembro de 1997.

Floresta	Clareira		Sub-bosque	
	Junho 2000	Junho 2001	Junho 2000	Junho 2001
Controle	14.45 ± 0.77	12.43 ± 0.75	6.25 ± 0.24	5.32 ± 0.17
Manejada	15.03 ± 1.27	10.82 ± 0.96	5.81 ± 0.32	5.60 ± 0.30

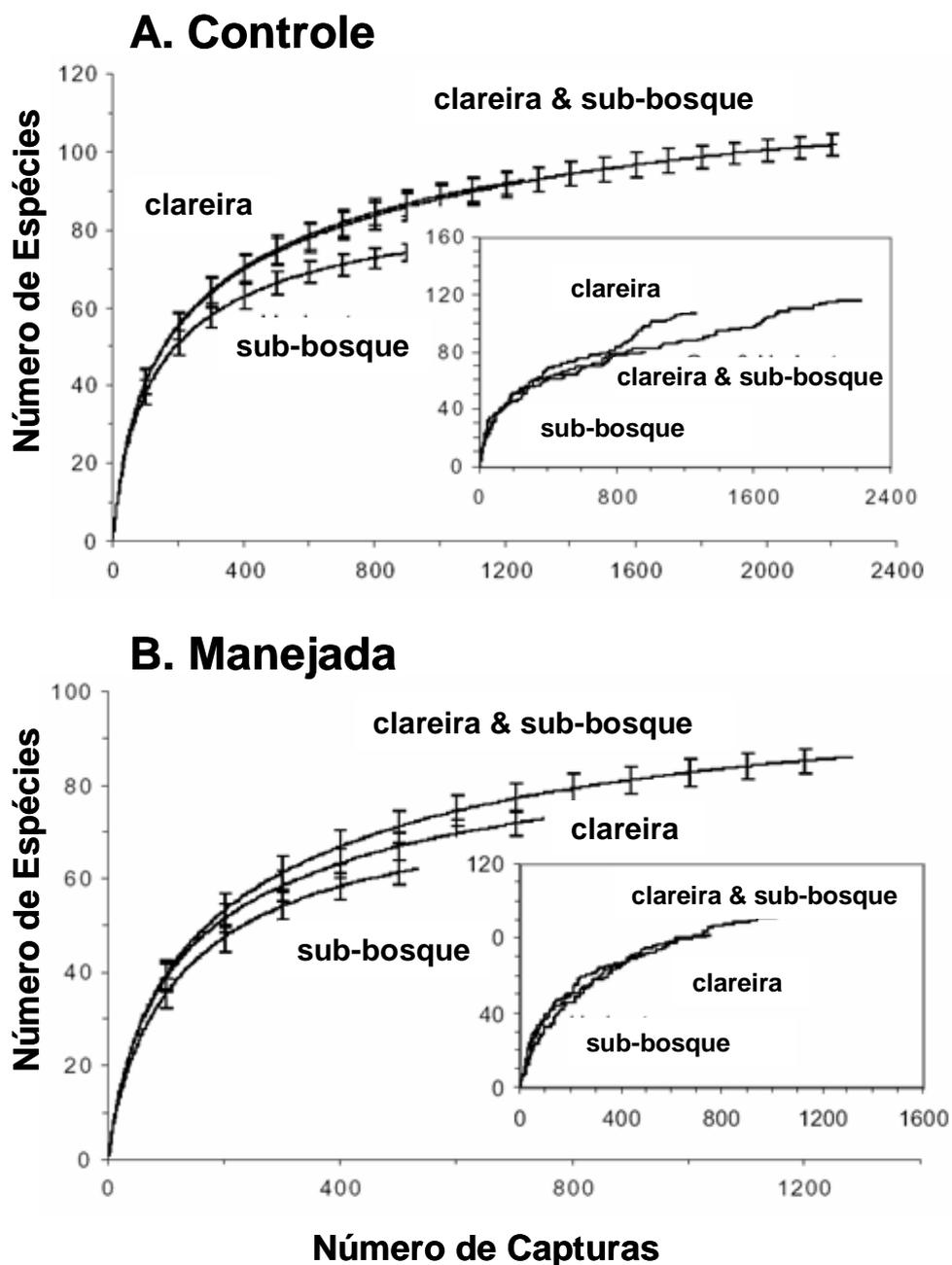
### Aves

Em 21.504 horas-rede durante 8 sessões ao longo de aproximadamente dois anos registrou-se 3.966 capturas representando 134 espécies. A acumulação de espécies foi mais rápida nas primeiras 100 capturas em ambas as fisionomias tanto nas parcelas controle como nas parcelas tratamento (Figura 2). A curva acumulativa de espécies para os dados combinados de ambas as fisionomias alcançaram um platô em torno de 100 espécies na área controle e cerca de 90 espécies na área manejada. Entretanto, novas espécies continuaram sendo encontradas em uma razão constante apesar de mais lenta até o patamar de 116 espécies na área controle e 95 espécies na área manejada. Espécies foram acumuladas em uma razão mais rápida em clareiras do que em floresta tanto nas áreas manejadas como nas áreas controle, apesar das duas áreas diferirem nessas razões (ou seja, a acumulação de espécies em clareiras superou a de floresta após aproximadamente 20 capturas nas áreas manejadas e após 200 capturas nas áreas controle).

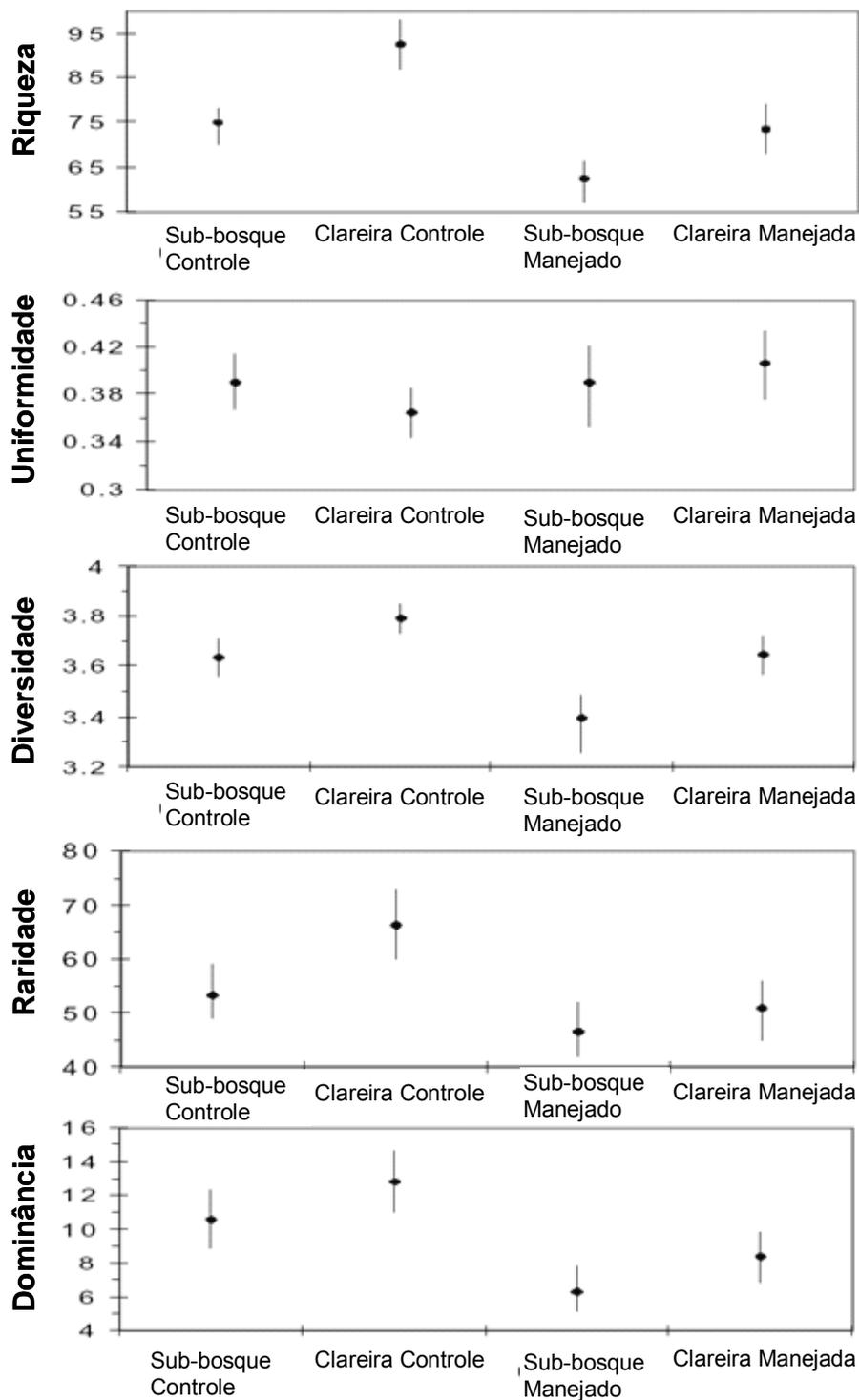
O procedimento jackknife envolvendo amostragem com replicação estima uma riqueza em espécies de 102 espécies e 86 espécies para as capturas em clareira e floresta nas áreas controle e manejada, assumindo um infinito número de amostras (Figura 2). A acumulação de espécies em clareira foi semelhante à acumulação em floresta na área controle. Em contraste, a acumulação de espécies na floresta manejada foi mais lenta em clareiras do que das capturas combinadas. O procedimento padrão indica que uma amostra de 500 capturas já apresentaria cerca de 61 das espécies de floresta na área manejada, 66 espécies na floresta da área controle, 67 espécies nas clareiras da área manejada e 75 espécies nas clareiras da área controle.

A comunidade de aves em redes de captura mostrou uma tendência consistente entre todos os habitats nas várias medidas *bootstrap* dos vários índices de biodiversidade (Figura 3). Por exemplo, a estimativa *bootstrap* da riqueza de espécies, diversidade, dominância e abundância de espécies raras foram maiores em clareiras naturais, seguidas pelo sub-bosque em floresta controle, clareiras em floresta manejada e sub-bosque em floresta manejada. A comunidade em redes em clareiras nas áreas controle e manejada não apresentaram sobreposição no intervalo de confiança de 95% para as estimativas *bootstrap* de riqueza de espécies, diversidade, dominância e abundância de espécies raras, as quais eram maiores nas clareiras da floresta controle. A ausência de sobreposição no intervalo de confiança de 95% para as estimativas *bootstrap* para as duas fisionomias de floresta indica estimativas mais altas para a área controle para riqueza de espécies, diversidade e dominância do que as encontradas na floresta da área manejada. Apesar da estimativa de espécies raras ter sido mais alta na floresta controle do que na floresta manejada, ocorreu uma sobreposição no intervalo de confiança dessas estimativas. Estimativas de uniformidade diferiram um pouco entre

os habitats, mas não de maneira significativa, como indicado pela sobreposição nos intervalos de confiança. De maneira geral, riqueza, diversidade, dominância e prevalência de espécies raras foram mais baixas nas áreas manejadas do que nas áreas controle.



**FIGURA IV - 2.** Riqueza de espécies, em relação ao número acumulado de indivíduos amostrados, estimada através do método jackknife, com reposição, para amostras em sítios de clareira e sítios em sub-bosque floresta controle (A - parcelas C-2 e C-3 da Quadra Testemunha) e em floresta manejada (B – parcelas B-2 e B-18 da Quadra 4) na FLONA Tapajós, Brasil. O gráfico inserido mostra a riqueza de espécies observada, em relação ao número acumulado de indivíduos em redes de captura, nos mesmos sítios. Barras representam 1 erro padrão.



**FIGURA IV - 3.** Estimativas de *bootstrap* para riqueza de espécies, índice de uniformidade de Camargo, índice de diversidade de Shannon, índice de dominância de Berger-Parker e raridade, baseado sobre amostras em redes de captura em clareira e floresta em área controle e manejada da FLONA Tapajós, Brasil.

Índices de similaridade indicam que mais espécies eram compartilhadas entre clareiras e sub-bosque na floresta manejada (63%) do que entre clareiras naturais e sub-bosque na floresta controle (40%). Contudo, a percentagem de espécies compartilhadas entre as fisionomias dentro de um tipo de floresta foi maior do que a percentagem de espécies compartilhadas pela mesma fisionomia nos dois tipos de floresta, manejada e controle. Por exemplo, 37% das espécies eram compartilhadas entre o sub-bosque da área manejada e o sub-bosque da área controle, enquanto 35% das espécies eram compartilhadas entre clareiras naturais e clareiras na área manejada. De maneira geral, 36% das espécies eram compartilhadas entre a floresta controle e floresta manejada.

Somente dentro da área controle foi encontrada uma diferença significativa entre clareira e sub-bosque na ordem da distribuição das abundâncias (Teste Kolmogorov-Smirnov,  $Z=1.70$ ,  $n=108$ ,  $108$ ,  $P=0.006$ ), refletindo a maior diversidade de espécies e abundância de espécies raras em clareiras da floresta controle. A exploração madeireira não afetou significativamente a ordem da distribuição das abundâncias das amostras da floresta manejada em relação às amostras da floresta controle, apesar das diferenças terem sido sugestivas (Teste Kolmogorov-Smirnov,  $Z=1.26$ ,  $n=114$ ,  $114$ ,  $P=0.008$ ). Portanto, a diferença significativa na ordem da distribuição das abundâncias das clareiras e do sub-bosque na floresta controle não foi acompanhada por uma diferença significativa entre as mesmas fisionomias na área manejada.

A representação proporcional das guildas simples (frugívoros, insetívoros, nectarívoros), variou somente dentro da área controle. Um efeito de parcela sobre a composição da guilda foi encontrado somente para a fisionomia de clareira da área controle ( $\chi^2=16.74$ ,  $g=3$ ,  $P<0.001$ ), em que o número de capturas de nectarívoros e

frugívoros foi maior e o número de capturas de insetívoros foi menor na parcela C-2 em comparação com a parcela C-3 (20.0% frugívoros, 69.4% insetívoros, 10.4% nectarívoros vs. 15.0% frugívoros, 78.9% insetívoros, 6.1% nectarívoros, respectivamente em C-2 e C-3). A representação das três guildas de dieta diferiu significativamente entre clareira e sub-bosque na floresta controle ( $\chi^2=15.48$ ,  $g/3$ ,  $P=0.001$ ). O número de capturas na fisionomia de clareira diferiu significativamente do número de capturas em sub-bosque na floresta controle (respectivamente,  $n=1255$  e  $n=960$ ) por apresentar uma maior percentagem de frugívoros (17.6% vs. 14.4%) e nectarívoros (8.3% vs 5.0%), e uma percentagem mais baixa de insetívoros (74.1% vs. 80.6%). Portanto, dentro da floresta controle, a fisionomia clareira apresentava, proporcionalmente, mais capturas de nectarívoros e frugívoros do que a fisionomia sub-bosque, que apresentava, proporcionalmente, mais capturas de insetívoros. Estas diferenças na abundância relativa das três guildas em rede de captura não foram detectadas na área manejada.

### **Respostas das espécies e guildas ao manejo florestal de baixo impacto**

Das 134 espécies capturadas em os ambos tipos de floresta, 48% apresentavam a razão da captura maior na área controle e 50% apresentava razão de captura maior na área manejada, apesar da maior parte dessa diferença não ser significativa (Apêndice 2). Somente 4 espécies apresentaram efeitos significativos relacionados ao manejo florestal (Tabela 2). Contudo, em 17 espécies foi detectado um efeito significativo relacionado a uma interação entre o manejo florestal e a fisionomia (F) ou o tempo (T) ou ambos (Tabela 2). Para 12 espécies, a resposta ao manejo foi

dependente da fisionomia, com as diferenças entre clareira e sub-bosque acentuadas em um ou outro dos tipos florestais (controle e manejada) (interação entre manejo e fisionomia, sinergismo positivo). Para seis espécies, a magnitude das preferências por um tipo de floresta (controle ou manejada) variou com o tempo (interação entre manejo e tempo, sinergismo positivo). Quatro espécies mostraram uma interação significativa entre o manejo, fisionomia e tempo. Portanto, o manejo florestal afetou as razões de captura de 21 espécies, tanto diretamente como através da interação positiva com a fisionomia e/ou com o tempo. Das 21 espécies para quais um efeito de manejo foi detectado, 12 espécies eram mais frequentes na floresta manejada enquanto 9 eram mais comuns na floresta controle.

O manejo florestal também afetou cada uma das guildas simples, apesar da resposta ao manejo florestal depender da fisionomia, tempo ou de ambos (Tabela 3, Figura 4). As razões de captura das três guildas mostraram uma significativa interação positiva, mas diferiram no tipo florestal no qual as diferenças de captura entre clareira e sub-bosque eram mais acentuadas. Além disso, as capturas de frugívoros e insetívoros mostraram um efeito significativo relacionado a uma interação entre o manejo e o tempo (sinergismo positivo). O número de capturas em cada uma das três guildas foi maior na área manejada do que na área controle.



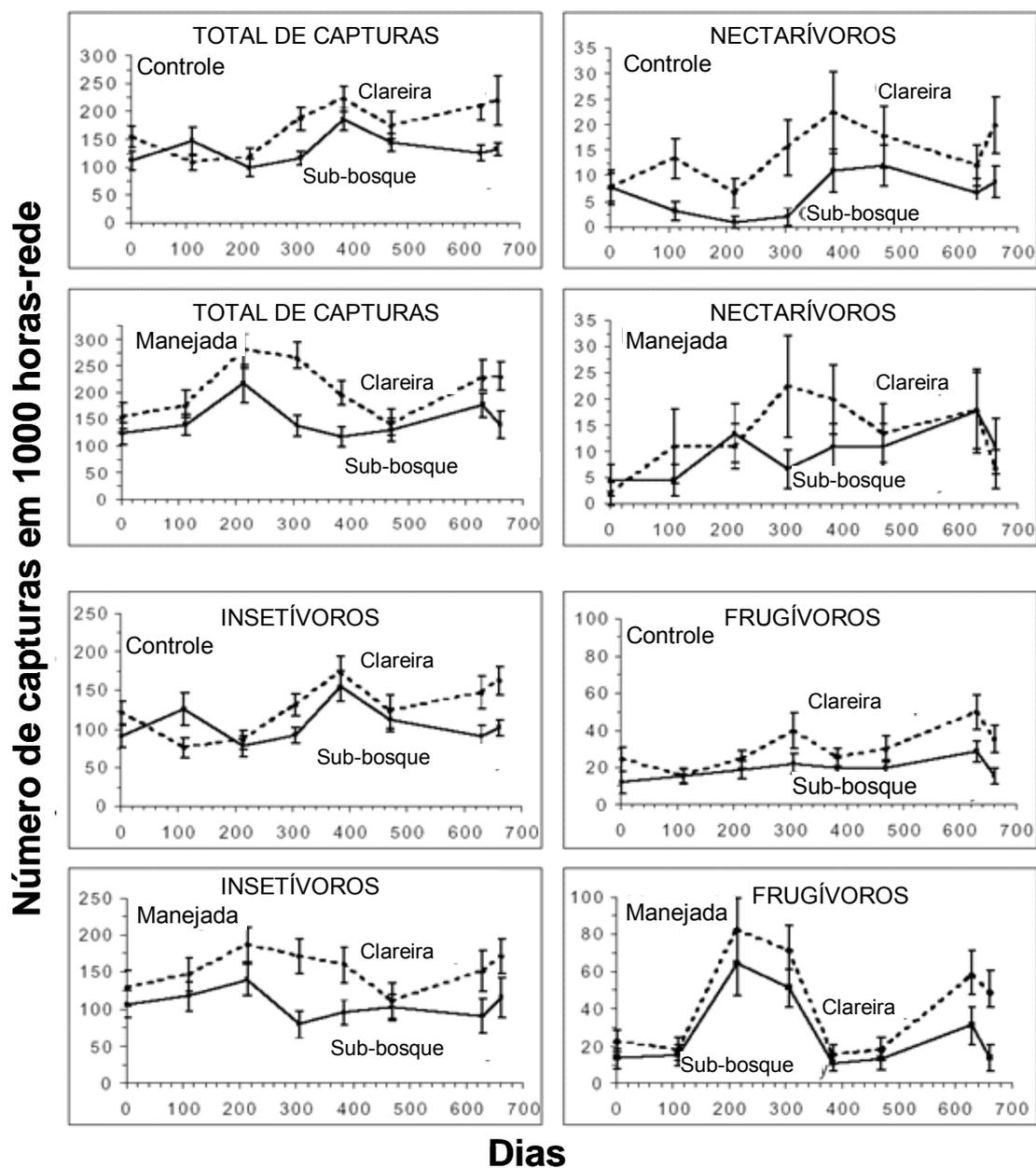
### **O efeito da fisionomia sobre a resposta ao manejo**

A resposta ao manejo florestal foi dependente da fisionomia para o total das capturas, para os índices de biodiversidade de espécies, para a maior parte das guildas e para 12 espécies (Tabelas 2 e 3, Figuras 3, 4 e 5). Ou seja, espécies que eram capturadas mais freqüentemente em clareira ou em sub-bosque dentro de um tipo florestal (por exemplo, controle ou manejada) mostraram o mesmo desvio em relação à fisionomia em ambos os tipos de floresta, apesar da magnitude da diferença ter variado entre a floresta controle e a floresta manejada (sinergismo positivo). As guildas simples também apresentaram desvio em direção a fisionomia de clareira dentro dos dois tipos de floresta, assim como algumas espécies constituintes dessas guildas, incluindo também os frugívoros solitários e os insetívoros de bandos mistos. Das espécies que apresentaram uma significativa interação entre o manejo e a fisionomia, o desvio em direção a fisionomia clareira dentro da floresta controle e da floresta manejada ocorreu em 8 espécies e o desvio em direção a fisionomia sub-bosque ocorreu em 3 espécies. O desvio em direção a fisionomia clareira foi mais evidente em espécies mais freqüentemente capturadas na floresta manejada (8 espécies de clareira e nenhuma espécie de sub-bosque vs. 2 espécies de clareira e 2 espécies de sub-bosque na floresta controle). Apesar do desvio em direção a fisionomia clareira ter sido mais evidente na floresta manejada, as diferenças no número de capturas entre clareira e sub-bosque dentro de um tipo de floresta foi mais acentuado na floresta controle do que na floresta manejada em 8 espécies, comparado a 4 espécies em que as diferenças entre as duas fisionomias foram mais acentuadas na floresta manejada.

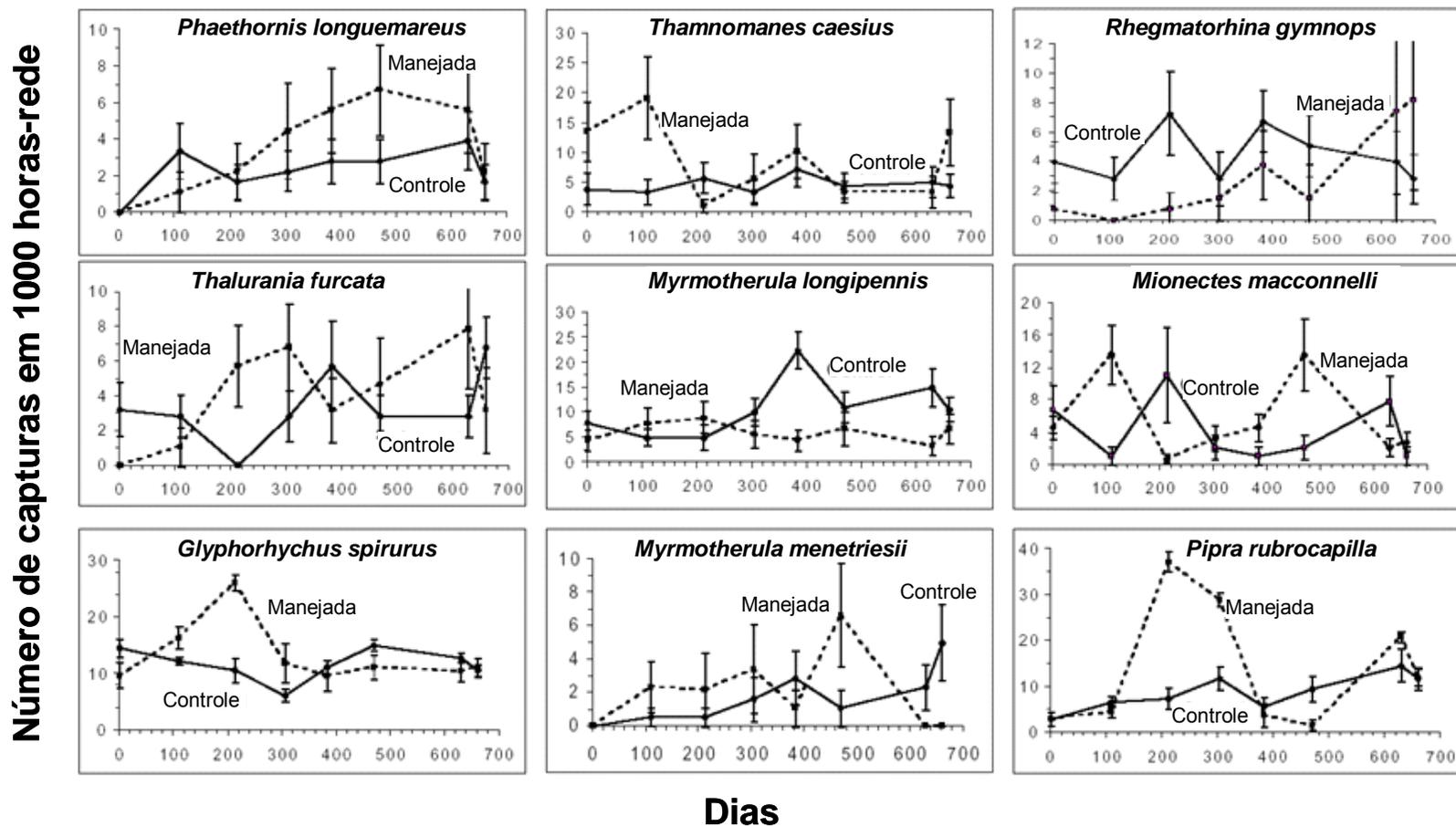
Apesar de mais espécies terem tido seu máximo de capturas em clareira do que em floresta em ambos os tipos de floresta (controle e manejada), a tendência foi para

uma maior percentagem de espécies terem a sua razão de captura máxima em clareiras na floresta controle do que na floresta manejada, mas esta diferença não foi significativa. Por exemplo, 72 (72%) das espécies foram capturadas mais freqüentemente em clareiras controle e 28% (28%) foram mais freqüentemente capturadas em sub-bosque controle; em contraste, 59 (66%) das espécies foram mais freqüentemente capturadas em clareiras manejadas e 30 (34%) das espécies foram mais freqüentemente capturadas no sub-bosque manejado ( $G=0.72$ ,  $g/1$ ,  $P=0.40$ ). Para espécies que foram exclusivamente capturadas em uma das fisionomias dentro de um tipo de floresta, a tendência foi uma menor percentagem de espécies exclusivas de clareiras na floresta manejada do que na floresta controle. Apesar da mais alta percentagem de espécies exclusivas de floresta controle (84% de 37 espécies exclusivas para um hábitat) do que de floresta manejada (66% de 35 espécies exclusivas para um hábitat) ter sido sugestivo, a diferença também não foi significativa ( $G=3.18$ ,  $g/1$ ,  $P=0.08$ ).

A razão de captura de nectarívoros mostrou uma maior diferença entre clareira e sub-bosque na área controle do que na área manejada. De maneira geral, nectarívoros foram mais abundantes em clareira e apresentaram maiores razões de captura em floresta manejada do que em floresta controle. Grande parte desta diferença pode ser atribuída ao beija-flor *Phaethornis longuemareus*, o qual exibiu uma interação significativa entre MxF, sinergismo positivo (Figura 5).



**FIGURA IV - 4.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede em clareira e em floresta em área controle e manejada na FLONA Tapajós para total das capturas e para as guildas de insetívoros, frugívoros e nectarívoros, como resultado de 8 sessões de captura.



**FIGURA IV - 5.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede de 9 espécies em área controle e área manejada na FLONA Tapajós como resultado de 8 sessões de captura.



Frugívoros mostraram uma interação positiva entre MxF, sendo a diferença entre clareira e sub-bosque mais acentuada na floresta manejada. Frugívoros foram capturados mais freqüentemente em clareiras e, de maneira geral, a abundância foi mais alta em floresta manejada. Grande parte desta resposta foi devido aos frugívoros solitários, os quais constituíram a maior parte dos frugívoros, e que também mostraram uma significativa interação positiva entre MxF. Dois frugívoros solitários, *Pipra rubrocapilla* e *Pipra iris*, exibiram uma significativa interação positiva entre MxF, sendo a diferença nas capturas entre clareira e sub-bosque mais acentuada na floresta controle. Dentro das parcelas controle e manejada, ambas as espécies foram capturadas mais freqüentemente em clareiras do que em sub-bosque, mas *P. iris* foi mais comum na floresta controle. Em contraste, *P. rubrocapilla* foi mais comum na floresta manejada.

Diferenças no total de capturas de insetívoros entre clareira e floresta foram acentuadas na floresta manejada (MxF, sinergismo positivo). Dentro de um tipo de floresta, os insetívoros foram capturados mais freqüentemente em clareiras, sendo que a maior razão de captura foi em floresta manejada. Insetívoros solitários mostraram um padrão similar, exceto que o efeito do manejo foi dependente tanto da fisionomia como do tempo (interação entre MxFxT, ver acima). Duas espécies de insetívoros solitários mostraram interações significativas. Por exemplo, *Hylophylax poecilonota* apresentou uma interação significativa entre MxF, sendo que as diferenças entre clareira e floresta foram mais acentuadas na floresta controle (sinergismo positivo). *Hylophylax poecilonota* foi mais freqüentemente capturado no sub-bosque do que em clareiras dentro de um tipo florestal, além disso, o total de capturas foi maior nas parcelas controle. *Hypocnemis cantator* também apresentou uma interação significativa entre MxF, mas as diferenças entre clareira e sub-bosque foram acentuadas na floresta

manejada (sinergismo positivo). Esta espécie foi mais freqüentemente capturada em floresta manejada e dentro de um tipo florestal, a espécie foi mais comum em clareira do que em sub-bosque.

As capturas de seguidores de formigas não mostraram uma interação significativa entre MxF, mas um membro desta guilda, *Dendrocincla merula*, apresentou uma interação significativa entre MxF. Neste último exemplo, as diferenças entre clareira e sub-bosque eram mais acentuadas na floresta controle (sinergismo positivo). Capturas de *Dendrocincla merula* foram mais freqüentes na floresta controle e dentro de um tipo de floresta, a espécie foi mais comum no sub-bosque do que em clareira.

A guilda das espécies de insetívoros que seguem regularmente bandos mistos foi a guilda que apresentou o maior número de representantes. A influência do manejo sobre a razão de captura nesta guilda mostrou uma interação entre MxF com sinergismo positivo (Figura 7). De maneira geral, as espécies de insetívoros que seguem bandos mistos foram mais freqüentemente capturadas em floresta manejada e dentro de um tipo florestal, as capturas foram mais freqüentes em clareiras. A espécie nuclear desses bandos, *Thamnomanes caesius*, apresentou um padrão de capturas que indica que o efeito de manejo era dependente da fisionomia. Diferenças na captura de *Thamnomanes caesius* em clareira e sub-bosque foram mais acentuadas na floresta controle (sinergismo positivo). Esta espécie foi capturada mais freqüentemente em floresta manejada e, dentro de um tipo de floresta, foi mais freqüentemente capturada em clareira. De maneira similar, as espécies *Thamnophilus schistaceus* e *T. aethiops* foram mais freqüentemente capturadas em floresta manejada e, dentro de um tipo de floresta, foram mais freqüentes em clareira. Capturas de ambas as espécies de *Thamnophilus* também mostraram uma interação significativa entre MxF, mas as

interações diferiram entre as duas espécies: *T. schistaceus* apresentou uma maior diferença entre clareira e sub-bosque na floresta controle (MxF, sinergismo positivo) enquanto *T. aethiops* apresentou uma maior diferença entre os dois tipos de fisionomia na floresta manejada para (MxF, sinergismo positivo).

*Myrmotherula menetriesii* e *M. leucophthalma*, duas espécies características da guilda de insetívoros que seguem bandos mistos, foram capturadas mais freqüentemente em floresta manejada e, dentro de um tipo de floresta, foram mais comuns em clareira. Para ambas as espécies, o efeito de manejo dependeu da fisionomia, mas a interação diferiu entre as duas espécies. Por exemplo, diferenças na capturas de *M. menetriesii* entre clareira e sub-bosque foram acentuadas na floresta controle (MxF, sinergismo positivo) enquanto as diferenças nas capturas de *M. leucophthalma* foram mais acentuadas na floresta manejada (MxF, sinergismos positivo).

A guilda de insetívoros-frugívoros solitários foi a única guilda em que uma preferência por uma fisionomia em um tipo de floresta não foi a mesma nos dois tipos de floresta (sinergismo negativo,  $P=0.04$ ). Este padrão resultou da interação de diferenças na abundância de algumas espécies que constituíram a guilda e devido *Mionectes macconnelli*, uma das espécies mais abundantes, fazer parte desta guilda. Apesar das diferenças nas capturas em clareira e sub-bosque detectadas para o uirapuru-verdadeiro, *Cyphorhinus aradus*, serem mais acentuadas em floresta manejada do que em floresta controle (sinergismo positivo, Figura 5), esta espécie foi consistentemente mais capturada em clareira e mais vezes em floresta controle do que em floresta manejada. Em contraste, *Arremon taciturnus* foi mais abundante em clareira

em floresta manejada, contudo sua abundância variou ao longo do tempo (MxFxT, ver acima).

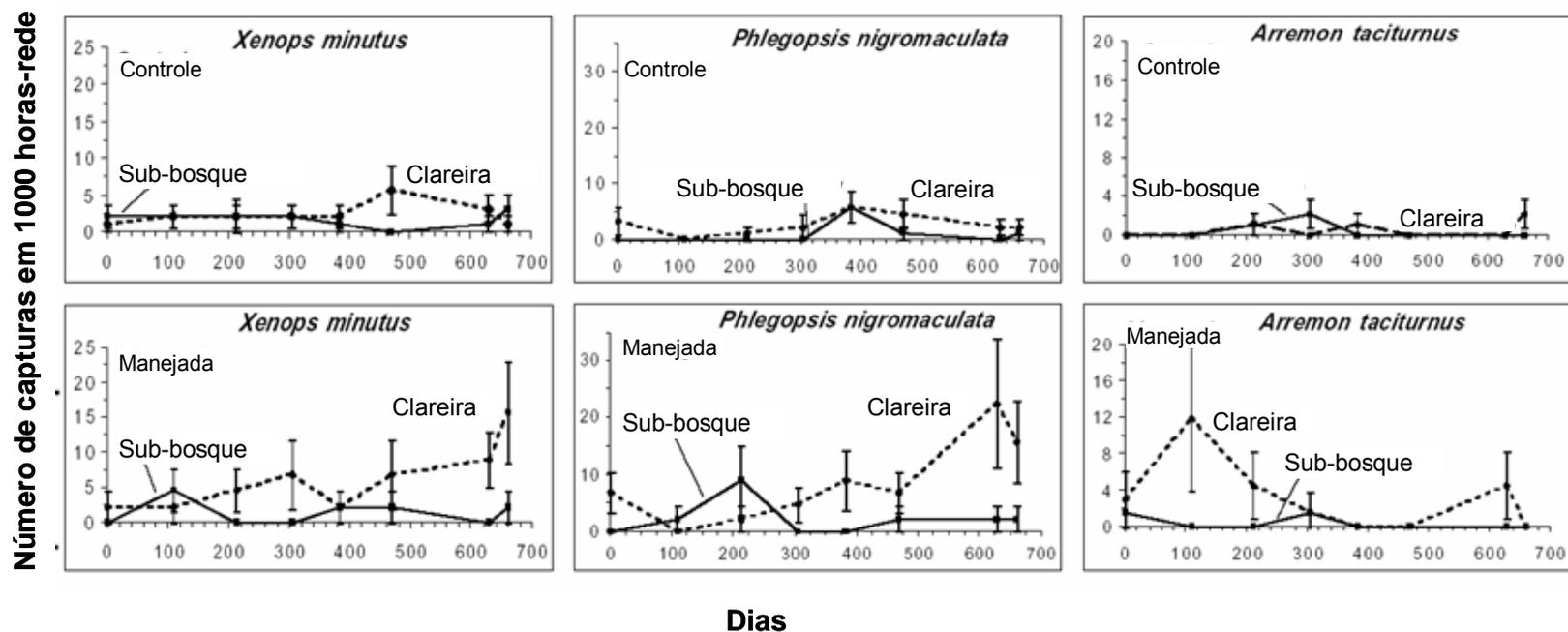
### **O efeito de tempo sobre a resposta ao manejo**

A resposta ao manejo foi dependente do tempo em duas das três guildas simples, quatro guildas complexas e oito espécies (Tabelas 2, 3, 4, Figuras 4, 6, 7). Nenhuma correlação negativa com o tempo foi encontrada nos dois tipos de floresta tanto para as guildas como para as espécies. Contudo, as capturas mostraram uma correlação significativa com o tempo mais frequentemente em floresta controle do que em floresta manejada. Por exemplo, em floresta controle as correlações positivas significantes de capturas com o tempo foram registradas em três guildas simples, duas guildas complexas e 4 espécies. Além disso, riqueza de espécies incrementou ao longo do tempo na fisionomia de clareira na floresta controle ( $r=0.81$ ,  $P=0.02$ ), indicando que o efeito do tempo na resposta ao manejo envolveu uma interação com a fisionomia. A única guilda que mostrou uma correlação positiva significativa com o tempo na floresta manejada foi a guilda de espécies que seguem regularmente formigas de correição

Os nectarívoros não mostraram uma interação significativa entre MxT, apesar do tempo ter tido um efeito significativo sobre o número total de capturas de nectarívoros em ambos os tipos de floresta (Figura 4). As capturas de nectarívoros incrementaram ao longo do tempo em floresta controle ( $r=0.71$ ,  $P=0.05$ ); o mesmo foi observado na floresta manejada, contudo a correlação foi apenas sugestiva ( $r=0.54$ ,  $P=0.07$ ). A maior parte deste padrão pode ser atribuído a um efeito significativo relacionado ao tempo detectado na taxa de captura de *Phaethornis longuemareus* em ambos os tipos de floresta e para os quais um significativo incremento foi registrado em floresta controle,

mas não em floresta manejada (Figura 5). Em contraste, as capturas do beija-flor *Thalurania furcata*, indicou picos alternantes com o tempo entre floresta controle e floresta manejada (MxT, sinergismo negativo,  $P=0.03$ , Figura 5). Um substancial influxo de frugívoros para dentro da floresta manejada ocorreu durante a terceira e a quarta sessão de captura, com um pico menos pronunciado durante a sétima sessão (Figura 4). Contudo, não se detectou uma correlação significativa entre o total de capturas de frugívoros com o tempo na floresta manejada ( $r=-0.02$ ,  $P=0.96$ ), em contraste com a floresta controle ( $r=0.79$ ,  $P=0.02$ ). Exceto para o pico inicial, captura total de frugívoros em área manejada era equivalente ao observado na floresta controle (sinergismos positivo, MxT,  $P=0.001$ ). Este padrão resultou primariamente das capturas de frugívoros solitários, uma guilda que mostrou uma interação significativa entre MxT (sinergismo positivo), que incrementaram ao longo do tempo na floresta controle ( $r=0.83$ ,  $P=0.01$ ), mas não na floresta manejada ( $r=0.17$ ,  $P=0.69$ ). A maior parte do padrão de captura de frugívoros solitários pode ser atribuído a *Pipra rubrocapilla*, que mostrou um padrão de captura similar (Figura 5) e interação positiva de manejo com o tempo. Este padrão não foi observado em *Pipra iris*, no qual o efeito de tempo sobre as capturas variou entre as sessões de captura em ambos os tipos de floresta. O tempo também teve um efeito significativo sobre *Geotrygon montana*, na qual capturas variaram entre sessões de captura (Tabela 4).

As capturas combinadas de todos os insetívoros mostraram uma interação MxT ( $P=0.003$ ), em que as capturas incrementaram com o tempo na floresta controle ( $r=0.76$ ,  $P=0.05$ ), mas não na floresta manejada ( $r=0.00$ ,  $P=1.0$ ).

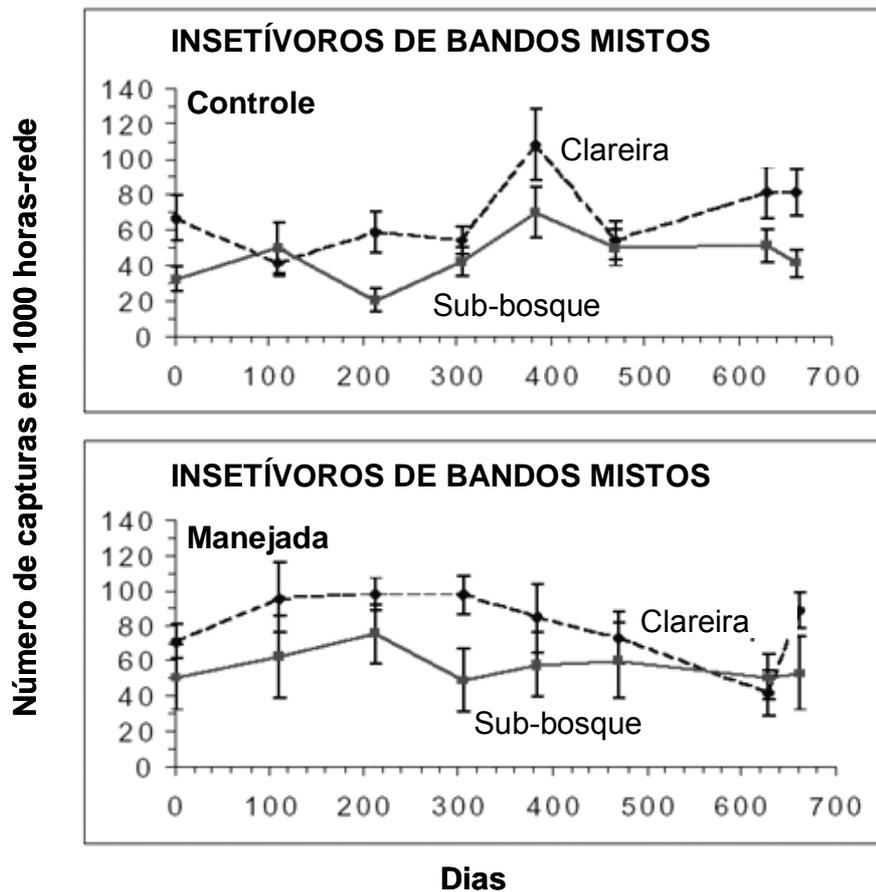


**FIGURA IV - 6.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede de 3 espécies em clareira natural e sub-bosque da área controle e clareira aberta pela exploração madeireira e sub-bosque da área manejada na FLONA Tapajós, como resultado de 8 sessões de captura.

**TABELA IV - 4.** Guildas e espécies que mostraram uma mudança significativa na razão de captura ao longo de oito sessões de captura em floresta controle e floresta manejada na FLONA Tapajós, Brasil. Correlação de Spearman entre a razão de captura e o tempo são mostradas separadamente para floresta controle e floresta manejada. Valores de *P* são referentes a um significativo efeito de tempo ou significativo efeito da interação entre tempo e manejo mostrados na Tabela 2 (espécies) e Tabela 3 (guildas).

Espécies ou Guildas	<i>r</i>	
	Controle	Manejada
<b>Nectarívoros</b>	0.71*	0.54
<i>Phaethornis longuemareus</i>	0.31	0.66
<i>Thalurania furcata</i>	0.32	0.49
<b>Frugívoros</b>	0.79*	-0.02
<b>Frugívoros solitários</b>	0.83**	0.17
<i>Geotrygon montana</i>	0.22	-0.31
<i>Pipra iris</i>	0.22	0.58
<i>Pipra rubrocapilla</i>	0.74*	0.07
<b>Insetívoros</b>	0.76*	0.00
<i>Hylophylax poecilonota</i>	0.06	0.49
<b>Seguidores de formigas</b>	0.26	0.71*
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	-0.07	0.92**
<b>Insetívoros seguidores de bandos mistos</b>	0.67	-0.38
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	-0.08	-0.17
<i>Myiobius barbatus</i>	0.39	0.37
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	0.64	0.11
<i>Myrmotherula longipennis</i>	0.71*	-0.22
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	0.82*	-0.03
<i>Thamnomanes caesius</i>	0.39	-0.35
<b>Insetívoros-frugívoros</b>	0.07	-0.39

\**P* < 0.05; \*\**P* < 0.01



**FIGURA IV - 7.** Média e erro padrão para o número de capturas em 1000 horas-rede da guilda de insetívoros membros de bandos mistos em clareira natural e sub-bosque da área controle e clareira aberta pela exploração madeireira e sub-bosque da área manejada na FLONA Tapajós, como resultado de 8 sessões de captura.

A razão de captura da guilda de espécies que seguem regularmente as formigas de correição incrementou ao longo do tempo na floresta manejada ( $r=0.71$ ,  $P=0.05$ ), mas não na floresta controle ( $r=0.24$ ,  $P=0.53$ ), indicando que a resposta ao manejo variou com o tempo (sinergismo positivo, MxT,  $P=0.01$ ). Parte deste incremento é devido as capturas de *Phlegopsis nigromaculata*, espécie em que a resposta ao manejo apresentou uma interação entre MxTxT (Figura 6). As capturas de *Phlegopsis nigromaculata* incrementaram ao longo do tempo em clareiras da área manejada ( $r=0.79$ ,  $P=0.02$ ). De maneira similar, outra espécie seguidora obrigatória de formiga, *Rhegmatorhina gymnops*, incrementou ao longo do tempo na floresta manejada, mas não na floresta controle, apesar da interação entre MxT não ter sido significativa ( $P=0.06$ , Figura 5).

A guilda composta pelas espécies que seguem regularmente bandos mistos também mostrou um padrão similar ao apresentado para todos os insetívoros combinados (Figuras 4 e 7), no qual as florestas manejadas apresentaram um pico de captura durante a terceira sessão e então, retornaram para o mesmo nível observado na floresta controle (sinergismo positivo, MxT). A guilda apresentou uma sugestiva, mas não significante, correlação com o tempo na floresta controle ( $r=0.67$ ,  $P=0.07$ ). O mesmo não foi observado na floresta manejada ( $r=-0.38$ ,  $P=0.35$ ). Parte deste padrão deve-se ao dendrocolaptídeo *Glyphorhynchus spirurus*, que mostrou um pico de captura em floresta manejada durante a terceira sessão e então declinou até o nível observado na floresta controle (sinergismo positivo, MxT, Figura 5). Além disso, alguns membros da guilda apresentaram vários tipos de resposta. Por exemplo, *Xenops minutus* mostrou um significativo incremento ao longo do tempo nas clareiras da

floresta manejada ( $r=0.84$ ,  $P=0.01$ ) e mostrou somente uma leve, mas não significativa, interação entre o tempo e as outras fisionomias (MxTxF, Figura 6). A razão de captura inicial de *Thamnomanes caesius* foi maior na floresta manejada do que na floresta controle, mas a partir da terceira sessão de captura, as razões na floresta manejada eram próximas aos valores observados na floresta controle (sinergismo positivo, MxT, Figura 5).

Duas espécies de *Myrmotherula*, que estão entre as espécies mais características dos bandos mistos, mostraram um incremento na razão de captura na floresta controle, padrão que não foi observado na floresta manejada. Por exemplo, *Myrmotherula longipennis* incrementou de maneira significativa ao longo do tempo na floresta controle, enquanto que na floresta manejada permaneceu estável (Tabela 4, Figura 5). *Myrmotherula menetriesii* também apresentou um incremento na floresta controle; as capturas permaneceram relativamente estáveis na floresta manejada, exceto por um pico durante a sexta sessão de captura e subsequente declínio (Tabela 4, Figura 5). As capturas de *Myrmotherula leucophthalma* variaram com o tempo em ambos os tipos de floresta. Na floresta controle, observou-se um sugestivo, mas não significativo, incremento ao longo do tempo ( $P=0.09$ ) (Tabela 4). Um efeito de tempo em ambas as florestas também foi observado em *Myiobius barbatus* (Tabela 4).

As capturas de insetívoros-frugívoros solitários apresentaram um pico na terceira sessão de captura na floresta manejada, em contraste com a floresta controle, na qual observou-se um pico na segunda e na sexta sessão de captura (sinergismo negativo MxT,  $P=0.001$ ). Parte desta resposta pode ser atribuída ao emberezídeo *Arremon taciturnus*, que mostrou um incremento na razão de captura no início do estudo seguido de um declínio na floresta manejada; na floresta controle as razões de captura

permaneceram baixas ao longo de todo o período do estudo (Figura 6). Em contraste, um outro membro da guilda, *Mionectes macconnelli*, mostrou um padrão que alternou picos de captura entre os dois tipos de floresta (MxT, sinergismo negativo,  $P=0.001$ , Figura 5).

As capturas de insetívoros-frugívoros que seguem bandos mistos (por exemplo, espécies do gênero *Tachyphonus*) mostraram uma interação entre manejo, tempo e fisionomia em que o número de capturas incrementou ao longo do tempo apenas nas clareiras da floresta controle ( $r=0.77$ ,  $P=0.02$ ).

### **Associação das espécies com os habitats**

A distribuição das aves nos habitats da FLONA Tapajós foi sumariada por Henriques *et al.* (2003) e no Capítulo I, facilitando uma avaliação independente da largura de habitat das espécies capturadas, bem como uma determinação de potenciais fontes de espécies raras (Tabela 5). Espécies designadas como espécies de sub-bosque (ou seja, aquelas que apresentaram um maior número de capturas em sub-bosque do que em clareiras) apresentaram uma distribuição com um maior número de ocorrências no sub-bosque, seguido por médio-bosque, e um menor número de ocorrências na floresta secundária, borda de floresta, copa e chão da mata. Contudo, a distribuição das espécies de sub-bosque em floresta manejada diferiu da distribuição em floresta controle, por apresentar mais espécies do médio-bosque e menos espécies das outras categorias, exceto o chão da mata. A distribuição das espécies de clareira (ou seja, maior número de capturas em clareira do que em sub-bosque) também apresentou uma maior percentagem de espécies no sub-bosque, seguido pelo médio-bosque e com percentagens de ocorrência de espécies mais baixas nos outros habitats.

Em contraste as espécies do sub-bosque, as espécies de clareiras em floresta controle e manejada diferiram pouco em suas percentagens entre outros habitats.

As afinidades de habitats das espécies raras capturadas em floresta manejada e em floresta controle é em sua maior parte correspondente, com um pouco mais de ocorrências de espécies do médio-bosque e do chão da mata em floresta manejada. Espécies raras de clareira em floresta manejada apresentaram percentagens superiores às observadas para as espécies raras de clareira em floresta controle em todos os habitats, exceto na floresta secundária.

**TABELA IV - 5.** Associação de habitats de espécies de aves classificadas por suas afinidades por clareira ou por sub-bosque em floresta controle e floresta manejada na FLONA Tapajós, Brasil. O somatório das percentagens ultrapassa 100 devido uma espécie poder ser freqüentemente observada em mais de um tipo habitat. A classificação dos habitats usados por uma dada espécie segue Henriques *et al.* (2003) e o Capítulo I. O termo “espécie de clareira” designa as espécies com maior número de capturas em clareira do que em floresta dentro de um mesmo tipo de floresta e “espécie de floresta” designa as espécies com maior número de capturas em sub-bosque do que em clareira dentro de um mesmo tipo de floresta. As “espécies raras” compreendem aquelas espécies cuja abundância é inferior ao inverso da riqueza de espécies (Camargo 1993, Gaston 1994).

Classificação	No. de espécies	Percentagem					
		Chão	Sub-bosque	Médio-bosque	Copa	Borda de floresta	Vegetação secundária
Espécies de clareira em floresta controle	72	7	56	46	11	15	22
Espécies de clareira em floresta manejada	66	11	58	45	12	17	11
Espécies de sub-bosque de floresta controle	28	7	53	32	14	11	18
Espécies de sub-bosque de floresta manejada	30	13	50	47	7	7	0
Espécies raras em clareira de floresta controle	79	11	44	46	15	13	13
Espécies raras em clareira de floresta manejada	60	12	48	52	17	13	5
Espécies raras em sub-bosque de floresta controle	58	12	52	38	16	12	21
Espécies raras em sub-bosque de floresta manejada	51	14	49	43	12	12	4

## DISCUSSÃO

### **Efeitos Gerais**

Era esperado que o manejo florestal de baixo impacto minimizasse os efeitos da exploração madeireira sobre a comunidade de aves. As árvores foram exploradas de maneira seletiva e em baixa intensidade (cerca de metade da razão de exploração comercial na região). Além disso, o cuidadoso planejamento das atividades relacionadas com a exploração madeireira limitou os danos colaterais sobre a floresta. Apesar das estradas e pátios de estocagem terem contribuído para a perda de copa na floresta manejada, estes sítios representam uma perda máxima de aproximadamente 5-7% da cobertura de copa em cada parcela. Além disso, o estudo foi desenvolvido entre o vigésimo e o quadragésimo segundo mês após a exploração, bem antes dos efeitos mais severos da exploração madeireira sobre a comunidade de aves serem esperados para começar a ocorrer (Mason & Thiollay 2001). Mesmo assim, as estimativas de riqueza de espécies em amostras de redes foram mais baixa na floresta manejada (82) do que na floresta controle (102) e somente 36% das espécies foram compartilhadas entre os dois tipos de floresta. Além disso, diversidade, dominância e raridade também foram mais baixas na floresta manejada do que na floresta controle. A mais baixa riqueza de espécies na floresta manejada em relação a floresta controle pode ser atribuída a existência de poucas espécies raras, especialmente nas clareiras abertas pela exploração madeireira. A diminuição no número de espécies raras após a exploração madeireira é consistente com estudos anteriores (Whitman *et al.* 1998), o que sugere que espécies com baixas densidades populacionais são mais vulneráveis a

perturbação. Esta perda de espécies também indica que espécies que colonizam florestas perturbadas não compensam, pelo menos em curto prazo, o declínio ou o desaparecimento de espécies (Thiollay 1992, 1997, Mason 1996). Esta ausência de compensação sugere que perturbações provocadas pelo manejo florestal favorecem generalistas sobre especialistas (Mason 1996).

Em contraste a reduzida riqueza de espécies, diversidade e raridade em floresta manejada em relação a floresta controle, a razão de captura foi mais alta em floresta manejada do que em floresta controle para o total das capturas e o total das capturas de nectarívoros, frugívoros (incluindo frugívoros solitários) e insetívoros (incluindo seguidores de bandos mistos).

Incremento nas capturas de nectarívoros e frugívoros após exploração madeireira era esperado dado a resiliência dessas guildas ao utilizarem recursos largamente distribuídos, muitas vezes em mosaico, e que são freqüentemente disponíveis somente durante um limitado período de tempo (Feinsinger 1976, Levey 1988b). Conseqüentemente, alguns nectarívoros e frugívoros são mais bem adaptados a obter vantagem do período posterior a exploração madeireira, no qual há um incremento da florificação e da frutificação associada com o incremento dos níveis de luz após o corte das árvores. Portanto, não é surpreendente que membros da guilda sejam freqüentemente resilientes à exploração madeireira, pelo menos em curto prazo (Johns 1987, Mason 1996). No entanto, a despeito do incremento nas razões de captura tanto de nectarívoros como de frugívoros, somente um constituinte de cada uma destas guildas apresentou razão de captura em floresta manejada superior ao observado na floresta controle.

A razão de captura da guilda de insetívoros também foi mais alta na floresta manejada do que na floresta controle. Contudo, este padrão não é consistente com estudos anteriores, os quais indicam que espécies de sub-bosque e do chão da mata são especialmente vulneráveis à exploração madeireira (Johns 1991, Thiollay 1992, Mason 1996). Esta vulnerabilidade tem sido atribuída por Mason (1996) ao tipo especializado de forrageamento dos insetívoros, o qual muitas vezes requer sub-bosque florestal aberto, além de mudanças na disponibilidade de presas após a exploração madeireira (Holloway *et al.* 1992). O declínio dos insetívoros pode somente começar a ocorrer depois de vários anos desde a exploração, como tem sido demonstrado por estudos sobre efeitos da fragmentação florestal em períodos de tempo relativamente longos (e.g. Stouffer & Bierregaard 1995a, 1995b). Portanto, como este estudo foi desenvolvido enquanto a exploração madeireira ainda ocorria nas parcelas adjacentes, parece que a maior parte dos insetívoros ainda estavam respondendo a perturbação com o incremento de movimento dentro e entre as parcelas. Além disso, é possível que o período de tempo tenha sido insuficiente para a detecção declínios populacionais pós-exploração. Este pode ter sido o caso dos insetívoros de bandos mistos, no qual as razões de captura em floresta manejada, especialmente na fisionomia de clareira aberta pela exploração, suplantaram aquelas observadas em floresta controle durante a primeira metade do estudo. A concentração em clareiras abertas pela exploração de espécies de bandos mistos de aves foi similar ao observado em um estudo sobre efeitos da fragmentação florestal na Amazônia Central, quando os bandos utilizaram a borda dos fragmentos recém-formados durante vários meses antes de se desagregarem (Bierregaard, comunicação pessoal).

## **Fisionomia**

Vários estudos têm demonstrado que algumas espécies de aves de sub-bosque apresentam uma resposta negativa a abertura de copa (e.g. Willis & Oniki 1978) e ao aumento da densidade de folhagem no sub-bosque (Marra & Remsen 1997). Consistente com este padrão foi a observação de que três espécies de quatro previamente identificadas como especialista de sub-bosque (ver Capítulo II) foram significativamente mais abundantes em floresta controle do que em floresta manejada. Para muitas espécies, o sub-bosque da floresta manejada foi evidentemente diferente do sub-bosque da floresta controle, como demonstrado pela observação que somente 37% das espécies capturadas eram compartilhadas pelas duas fisionomias. Além disso, riqueza de espécies, diversidade e dominância eram mais baixas na floresta manejada do que na floresta controle. Portanto, apesar da baixa intensidade de exploração e de somente alguns poucos anos após a exploração, efeitos do manejo florestal de baixo impacto foram evidentes tanto na diversidade como na composição da comunidade de aves de sub-bosque.

As clareiras abertas pela exploração madeireira não mimetizam as clareiras controle em termos da abundância e da composição das espécies de aves. As clareiras abertas pela exploração diferiram das clareiras controle por apresentarem riqueza de espécies, diversidade, raridade e dominância mais baixas. Além disso, os dois tipos de clareira compartilharam somente 35% das espécies. Algumas dessas diferenças resultaram da baixa heterogeneidade de hábitat entre clareiras abertas pela exploração e clareiras controle. Por exemplo, as clareiras abertas pela exploração tinham a mesma idade e diferiam relativamente pouco na cobertura de folhagem. Em contraste, as clareiras controle provavelmente não eram equivalentes nas idades, já que os eventos

que levaram a formação dessas clareiras foram independentes, conferindo uma maior variação na cobertura de folhagem e em outros fatores que afetam a seleção de hábitat por aves.

Por incrementar a quantidade de luz, a exploração madeireira produz um sub-bosque mais denso, provavelmente com uma maior quantidade de flores e frutos. Portanto, o sub-bosque da floresta manejada pode ser mais atrativo para algumas espécies característica de clareira do que o sub-bosque mais escuro, menos denso e com menos néctar e fruto da floresta controle. Consistente com esta premissa foi observação de que a abundância relativa das guildas simples foi similar entre a fisionomia de clareira aberta pela exploração e o sub-bosque manejado em contraste com a floresta controle onde os nectarívoros e frugívoros foram proporcionalmente mais abundantes na fisionomia de clareira do que no sub-bosque, onde os insetívoros foram proporcionalmente mais abundantes.

Para algumas guildas e espécies constituintes dessas guildas, a distinção entre clareira e sub-bosque foi menos marcada em floresta manejada do que em floresta controle. Isto foi evidente para nectarívoros, em que 69% de todas as capturas na floresta controle ocorreu em clareira, enquanto 57% das capturas em floresta manejada ocorreram em clareira. Além disso, espécies eram mais comumente compartilhadas entre clareira e sub-bosque em floresta manejada do que entre clareira e sub-bosque na floresta controle. Para 12 espécies especialistas em clareira previamente identificadas (ver Capítulo II), que estavam presentes em ambos os tipos de floresta, todas mostraram uma predominância de capturas em clareiras cortadas em relação ao sub-bosque manejado, mas suas representação proporcional em clareira em relação ao

sub-bosque foi inferior em floresta manejada do que em floresta controle. Portanto, a resposta das aves é influenciada pelas características da clareira.

Essa observação é consistente com a expectativa de que especialistas em clareira incrementariam após a exploração madeireira, enquanto especialistas em sub-bosque deveriam decrescer. Das 12 espécies com mais capturas em floresta manejada do que em floresta controle, 10 eram especialistas em clareira e 2 eram especialistas em sub-bosque. Em contraste, das 9 espécies com razões de capturas mais altas na floresta controle, 2 eram especialistas em clareira e 3 eram especialistas em sub-bosque. As capturas dos dois especialistas em clareira, *Pipra rubrocapilla* e *Myrmotherula longipennis*, foram mais altas em floresta controle do que em floresta manejada, ilustrando as exigências específicas de alguns especialistas em clareira. Isto também sugere que a queda de uma árvore não necessariamente é equivalente a uma clareira natural para alguns especialistas em clareira (Thiollay 1992). Presumivelmente mudanças sucessionais na floresta manejada tornarão as clareiras cortadas mais atraentes para alguns especialistas em clareiras, como foi observado para *Phlegopsis nigromaculata*, que apresentou um incremento ao longo do tempo nas clareiras abertas pela exploração madeireira.

Muitas espécies do médio-bosque podem ser relutantes em descer para dentro do sub-bosque relativamente aberto, mas elas podem utilizar o sub-bosque mais denso das florestas manejadas (Mason 1996). Esta hipótese de deslocamentos verticais é suportada pela alta percentagem de espécies do sub-bosque da floresta manejada com afinidades com o médio-bosque (47%). A alta percentagem de espécies de sub-bosque em floresta manejada foi comparável aquela para espécies de clareira em clareira cortada (45%) e em clareira controle (46%), provendo um outro exemplo de

convergência da comunidade de aves entre clareira e sub-bosque na floresta manejada. Como já foi documentado em outras florestas manejadas (Mason 1996), um deslocamento de aves de copa para dentro das clareiras e do sub-bosque não ocorreu na FLONA Tapajós. Essa raridade de espécies de copa em clareiras pode ser atribuída a alta estatura da floresta na FLONA Tapajós. Contudo, aves de copa foram observadas em clareiras com tamanho maior que as clareiras amostradas neste estudo (ver Capítulo 1).

### **Efeitos Temporais**

Ao iniciar o estudo 20 meses após a exploração, o estudo correspondeu ao período onde o crescimento secundário é relativamente intenso, especialmente em clareiras. Quando o estudo começou, as densidades em clareiras cortadas eram comparáveis as do sub-bosque do entorno, exceto para áreas danificadas pelo corte das árvores. Isto sugere que este estudo começou no final de um período em que as plantas estavam respondendo ao incremento de luz (e.g., Oberbauer & Strain 1985). Apesar da copa das clareiras não estar completamente fechada quando o estudo terminou (42 meses após a exploração), o crescimento secundário dentro das clareiras foi apreciável. Fechamento de clareiras com tamanho médio de 286 m<sup>2</sup>, como as encontradas na FLONA Tapajós, podem requerer cerca de 5 anos, uma estimativa dentro da distribuição de 4-5 anos para fechamento de clareiras em outros lugares (Fraver *et al.* 1998, Costa & Magnusson 2003).

Um pressuposto deste estudo é que a freqüência de clareiras naturais na floresta manejada e na floresta controle eram equivalentes antes da exploração. Conseqüentemente, as clareiras abertas pela exploração (incluindo os pátios e ramais

de acesso, e ramais de arraste) incrementaram a abertura de copa e incrementaram os níveis de luz no sub-bosque manejado. A maior densidade de folhagem do sub-bosque manejado em relação ao sub-bosque controle foi consistente com esta premissa. Dado o rápido crescimento após a exploração nas clareiras e no sub-bosque manejado, eram esperadas uma variedade de respostas temporais na floresta manejada, especialmente em clareiras abertas pela exploração madeireira, onde o microclima, a disponibilidade de alimento e a estrutura e composição da vegetação mudou rapidamente ao longo do tempo.

Respostas temporais de capturas consistentes com mudança sucessional pós-exploração foram evidentes tanto no nível de guilda como no nível de espécies em floresta manejada. Por exemplo, clareiras abertas pela exploração madeireira se tornaram mais atraentes para *Arremon taciturnus*, um insetívoro-frugívoro, que invadiu as clareiras cortadas no início do estudo e em seguida declinou. Em contraste, capturas de *Xenops minutus* incrementaram em clareira cortada ao longo do tempo. Isto pode ser associado com o incremento de folhagem morta, um substrato utilizado por esta espécie seguidora de bando misto de insetívoros. As capturas de *Phlegopsis nigromaculata* também incrementaram ao longo do tempo em clareiras abertas pela exploração madeireira. Este especialista em seguir formiga de correição é especialista em clareira (ver Capítulo II). Apesar de utilizarem uma fisionomia semelhante, o mesmo não foi registrado para *Rhegmatorhina gymnops*, que incrementou somente na floresta manejada. Esta resposta destes seguidores de formigas contribuiu para o incremento da guilda na floresta manejada. Apesar de seguidores de formigas serem negativamente afetados pela exploração (Thiollay 1992, Mason 1996), pela fragmentação (Bierregaard & Lovejoy 1989, Stouffer & Bierregaard 1995a) e pelo fogo

(Barlow *et al.* 2002), eles podem usar vegetação secundária e recolonizar áreas desmatadas desde de que vegetação secundária esteja presente (Stouffer & Bierregaard 1995a, Borges & Stouffer 1999). De maneira similar, capturas de seguidores de formigas incrementou com a regeneração da vegetação na floresta manejadas. Ao final deste estudo, a razão de captura média dos seguidores de formigas era equivalente nos dois tipos de floresta, a despeito da razão de captura em floresta manejada de um membro dessa guilda ser inferior na floresta manejada, *Dendrocincla merula*, um especialista em sub-bosque (ver Capítulo II).

A resposta temporal das espécies que seguem bandos mistos em floresta manejada foi mais variável do que a dos seguidores de formigas. Esta maior variabilidade em floresta manejada foi devido ao uso de uma maior variedade de modos de forrageamento, de substratos, e presas que podem estar sob a influência das mudanças sucessionais. Apesar da maior parte das espécies de bandos mistos capturarem presas predominantemente vasculhando a folhagem (viva ou morta), alguns membros forrageiam capturando as presas no ar (*flycatching*) ou a partir de galhos, ramos ou cipós (*gleaning*). Além disso, membros de bandos são comumente observados utilizando o estrato médio e, portanto, podem forragear acima das redes. Isto contrasta com os seguidores de formigas, que são uma guilda mais restrita ao nível das redes no sub-bosque (Stouffer & Bierregaard 1995a). Portanto, a heterogeneidade de respostas temporais por membros de um bando misto comumente resulta da variedade de estratégias de forrageamento, de substratos, altura e disponibilidade de presas que mudam durante a sucessão.

O influxo de frugívoros para dentro da floresta manejada foi consistente com o esperado devido o aumento da florificação e frutificação em resposta ao aumento de luz

em clareiras e bordas (e.g., Levey 1988a, 1988b, Loiselle & Blake 1991). Esta resposta pode ser largamente atribuída a *Pipra rubrocapilla*, que apresentou um pico durante a terceira expedição em floresta manejada. Em contraste, sua congênere, *P. iris* e o flautim-marrom *Schiffornis turdinus* permaneceram primariamente na floresta controle. Em outros lugares na Amazônia, capturas de piprídeos e outros frugívoros não diferiram de maneira significativa entre pequenas parcelas exploradas de forma seletiva ao longo do período de pós-exploração (4 – 10 anos) e nem em diferentes intensidades de exploração (Guilherme & Cintra 2001). A resposta de piprídeos a exploração madeireira diferiu entre espécies (Thiollay 1992, Mason 1996), indicando que taxa relacionados podem diferir em seus requerimentos de hábitat. Respostas divergentes a exploração indicam que afinidade filogenética pode não predizer com acuidade a resposta à exploração madeireira (ver também a resposta divergente de dois beija-flores *Phaethornis bourcieri* e *P. longuemareus*).

Espécies que utilizam recursos de curta disponibilidade temporal (por exemplo, flores e frutos) podem se mover para dentro e para fora da floresta controle e manejada em diferente vezes, já que os recursos incrementam e declinam assincronicamente. Duas espécies mostraram padrão de captura consistente com uma resposta para alternância temporal de disponibilidade de recursos entre os tipos de floresta. Em um dado momento, a dominância de capturas mudou entre floresta controle e manejada em diferentes sessões de captura tanto para *Mionectes macconnelli* como para *Thalurania furcata*. A última espécie usa copa e sub-bosque em busca de néctar (Stouffer & Bierregaard 1995b), portanto, a variação na dominância entre os tipos de floresta pode refletir mudanças verticais nos sítios de forrageamento.

Efeitos temporais não foram confinados à floresta manejada. Capturas de algumas guildas e espécies incrementaram com o tempo na floresta controle. Isto sugere que algumas espécies das áreas exploradas de entorno foram deslocadas para dentro da floresta controle. Outros estudos em floresta amazônica têm documentado influxo de aves para dentro de fragmentos após o desmatamento das florestas de entorno (Bierregaard & Lovejoy 1989, Bierregaard 1990a). As guildas e espécies que mostraram um significativo incremento nas capturas ao longo do tempo na floresta controle na ausência de incremento correspondente na floresta manejada suportam esta hipótese de deslocamento. Este padrão foi evidente nas capturas de todos os frugívoros, todos os insetívoros e frugívoros solitários e foi sugestiva, mas não significativa ( $P = 0.07$ ) para a guilda dos seguidores de bandos mistos. A hipótese de deslocamento é suportada também pela observação que todas as guildas ou espécies com mudanças na razão de captura incrementaram ao longo do tempo. Também consistente com esta hipótese de influxo é a observação de que as razões de captura de dois especialistas de sub-bosque incrementaram com o tempo na floresta controle. Um influxo de aves deslocadas pela exploração madeireira pode incrementar a competição pelos recursos com os indivíduos residentes nas reservas de floresta intacta. Conseqüentemente, efeitos da exploração podem se estender para além da floresta explorada (ver Capítulo III). Entretanto, algum influxo pode resultar de aves respondendo a mudanças na floresta controle, especialmente as mudanças sucessionais em clareiras onde o total de capturas e as capturas de insetívoros incrementaram ao longo do tempo (ver o Capítulo II).

Nem todo incremento na razão captura foi confinado à floresta controle ou à floresta manejada. Nectarívoros incrementaram em ambas as florestas durante este

estudo. Incremento de nectarívoros foi atribuído em sua maior parte ao incremento das capturas de beija-flores do sub-bosque (principalmente gênero *Phaethornis* spp.), e não como um resultado de espécies de copa (i.e., *Heliiothryx aurita*, *Hylocharis sapphirina*, *Florisuga mellivora*) se deslocando até o sub-bosque ao longo do tempo. Para nectarívoros, o incremento foi em sua maior parte consequência de uma combinação de fatores incluindo deslocamento de áreas próximas que foram exploradas bem como uma resposta direta ao incremento de florificação nas áreas manejadas (ver Capítulo III).

### **Implicações para o manejo florestal**

Comparações de estudos de exploração madeireira sobre comunidade de aves são bastante difíceis, dada as diferenças na intensidade de exploração, tempo desde a exploração em que as amostragens foram desenvolvidas, tipo de floresta, métodos de amostragem e desenho experimental. Um estudo que pode ser em certo grau comparável com este, envolveu uma comparação de efeitos da exploração sobre aves de sub-bosque e clareira um ano após uma exploração altamente seletiva (1.8 m<sup>3</sup>/ha) ter sido realizada na floresta subtropical em Belize (Whitman *et al.* 1998). Esse estudo não mostrou nenhum efeito sobre a riqueza de espécies. Além disso, 26 guildas de aves não foram afetadas pela exploração, apesar de 13, das 66 espécies mais comuns, terem sido duas vezes mais encontradas na floresta controle e no sub-bosque manejado do que em clareiras cortadas. Esta ausência de efeitos da exploração sobre comunidades de aves difere deste estudo bem como de estudos anteriores. Whitman *et al.* (1998) atribui a ausência de resposta da comunidade de aves a uma baixa razão de exploração e ao alto nível de perturbação natural e antropogênica. A baixa razão de

exploração pode ter sido importante para minimizar os efeitos da exploração, Realmente, a razão de exploração em Belize foi bem inferior à razão deste estudo e de estudos anteriores (e.g., 11 to 90 m<sup>3</sup>/ha, Thiollay 1992 e Lambert 1992, respectivamente).

O histórico de perturbação poderia ser um fator adicional contribuindo para as diferenças entre este estudo e aquele de Whitman *et al.* (1998). O estudo em Belize foi conduzido em uma área com uma alta razão de perturbação natural – furacões são freqüentes e, na seqüência, fogo pode ocasionalmente ocorrer (Lynch 1991). Além disso, existe uma longa história de perturbação pelo manejo dos Maya, que combinada com a alta razão de perturbação natural, pode ter eliminado espécies sensíveis a perturbação, levando a uma avifauna relativamente insensível a um baixo nível de perturbação (Whitman *et al.* 1998). Em contraste, o nível de perturbação natural na Amazônia é relativamente baixo. Apesar de existir uma longa história de perturbação antropogênica por comunidades indígenas (e.g., Meggers 1985, Heckenberger *et al.* 2003), seu impacto pode ter sido relativamente localizado em relação a extensão da floresta. Conseqüentemente, aves amazônicas podem ter evoluído um alto grau de especialização de hábitat, como evidenciado pela alta proporção de espécies vulneráveis à perturbação (Stouffer & Bierregaard 1995a, Robinson & Terborgh 1997), bem como pela baixa proporção de espécies que usam hábitats secundários (Stotz *et al.* 1996). Sensibilidade à perturbação necessita ser considerado na formulação de estratégias de manejo que visem sustentar a biodiversidade de aves amazônicas em florestas exploradas.

Os efeitos da exploração sobre as aves, encontrados neste estudo, foram relativamente pequenos, apesar dos efeitos de perda de copa em estradas e pátios, os

quais também tem um grande impacto sobre a vida silvestre (e.g., Fimbel *et al.* 2001a), não terem sido estudados. Entretanto, a baixa razão de exploração e o uso de métodos de impacto reduzido podem reduzir muitos dos efeitos negativos da exploração. Florestas manejadas suportam 20% menos espécies que floresta controle. Muitas das espécies ausentes eram raras na floresta controle. Esta redução na riqueza de espécies e no número de espécies raras em floresta manejada foi mais pronunciada em clareiras. Contudo, estas espécies raras são encontradas em outros habitats ou estratos e nenhuma é exclusiva de clareira natural. Apesar de espécies especialistas em sub-bosque terem razões de captura inferiores na floresta manejada do que na floresta controle, somente um dos quatro especialistas em sub-bosque foi ausente na floresta manejada. Os insetívoros, uma das guildas de sub-bosque mais sensíveis a exploração, tinha razões de captura mais altas na floresta manejada do que na floresta controle. Contudo, isto pode ter resultado de um incremento em função do maior deslocamento devido a perda de habitat, bem como um deslocamento de aves do estrato médio (e.g., bandos mistos de insetívoros). Restabelecimento dos seguidores de formigas na floresta manejada foi bem associado ao tempo no qual este estudo foi desenvolvido. Estas aves usam clareiras cortadas, de tal maneira que em geral as razões de captura eram equivalentes em ambos os tipo de floresta. Contudo, a continuidade do monitoramento é necessária, pois a maior parte dos efeitos mais severos da exploração podem se manifestar somente após vários anos desde a exploração (Mason & Thiollay 2001). De fato, restabelecimento da maior parte das espécies de sub-bosque pode requerer 30 – 40 anos de rotação. Portanto, baixas razões de exploração e utilização de métodos que reduzem impactos podem reduzir os efeitos sobre a comunidade de aves de sub-bosque. Como recomendado por outros

(Mason & Putz 2001, Fimbel *et al.* 2001b), estas abordagens deveriam ser acompanhadas por longos períodos de rotação e estabelecimento de reservas para manter a alta diversidade em florestas tropicais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic forest. *Condor* 101:537-548.
- AMERICAN ORNITHOLOGISTS' UNION. 1983. check-list of North American Birds, 6th ed. Am. Ornithol. Union, Washington, D.C.
- BARRETO, P., P. AMARAL, E. VIDAL & C. UHL. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108: 9-26
- BARLOW, J., T. HAUGAASEN & C. A. PERES. 2002. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. *Biological Conservation* 105:157-169.
- BARROS, P.L.C. & F.C. S. JARDIM. 1996. Plano de manejo florestal da Floresta Nacional do Tapajós, Pará, Brasil. IBAMA / PNUD
- BERGER, W.H. & F.L. PARKER. 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep sediments. *Science* 168: 1345–1347.
- BIERREGAARD, R. O., & T. E. LOVEJOY. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19:215-241.
- BIERREGAARD, R. O., Jr. 1990a. Species composition and trophic organization of the understory bird community in a central Amazonian terra firme forest. Pp. 161-181 *in* A. H. Gentry (Ed.). *Four Neotropical rainforests*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.

- BIERREGAARD, R. O., Jr. 1990b. Avian communities in the understory of Amazonian forest fragments. Pp. 333-343 *in* A. Keast (Ed.). Biogeography and ecology of forest bird communities. Academic Publishing, The Hague, The Netherlands.
- BLAKE, J. G., F. G. STILES, & B. A. LOISELLE. 1990. Birds of La Selva Biological Station: Habitat use, trophic composition, and migrants. Pp. 161-181 *in* A. H. Gentry (Ed.). Four Neotropical Rainforests Yale Univ., New Haven, Connecticut.
- BLAKE, J.G. & W.G. HOPPES. 1986. Resource abundance and microhabitat use by birds in an isolated east-Central Illinois woodlot. *Auk* 103: 328–340.
- BORGES, S. H. & P. C. STOUFFER. 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in Central Amazonia. *Condor* 101:529-536.
- BORGES, S. H., M. COHN-HAFT, A. M. PEREIRA CARVALHAES, L. M. P. HENRIQUES, J. F. PACHECO & A. WHITTAKER. 2001. Birds of Jaú National Park, Brazilian Amazon: species check-list, biogeography and conservation. *Ornitologia Neotropical* 12:109-140.
- BROKAW, N. V. L. 1982a. Treefalls: frequency, timing and consequences. Pp. 101-108 *in* J. E. G. Leigh, A. S. Rand & D. M. Windsor (Eds.). The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes. Smithsonian Institution Press, Washington, D. C., USA.
- BROKAW, N. V. L. 1982b. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14:158-160.
- BROKAW, N. V. L. 1985a. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology* 66:682-687.

- BROKAW, N. V. L. 1985b. Treefalls: regrowth, and community structure in tropical forests. Pp. 53-69 *in* S. T. A. Pickett & P. S. White (Eds.). The ecology of natural disturbances and patch dynamics. Academic Press, Orlando, Florida, USA.
- CAMARGO, J. A. 1993. Must dominance increase with the number of subordinate species in competitive interactions? *Journal of Theoretical Biology* 161:537-542.
- CHAPMAN, C. A. & R. A. FIMBEL. 2001. An evolutionary perspective o natural disturbance and logging: implications for forest management and habitat restoration. Pp. 511-522. *in* R. A. Fimbel, A. Grajal & J. G. Robinson (Eds.). The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- CHAZDON, R. L. 1998. Tropical forest – log ‘em or leave ‘em? *Science* 281: 1295-1296.
- CHAZDON, R. L. & N. FETCHER. 1984. Photosynthetic environments in a lowland tropical rainforest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 72:553-564.
- COHN-HAFT, M., A. WHITTAKER & P. STOUFFER. 1997. A new look at the "species-poor" Central Amazon: the avifauna north of Manaus, Brazil. *Ornithological Monographs* 48:205-235.
- COSTA, F. C. & W. W. MAGNUSSON. 2003. Effects of selective logging on the diversity and abundance of flowering and fruiting understory plants in a Central Amazonian forest. *Biotropica* 35:103-114.
- DALY, D.C. & G. T. PRANCE. 1989. Brazilian Amazon. Pp. 401–426 *in* D.G. Capbell & H.D. Hammond (Eds.). *Floristic Inventory of Tropical Countries*:. New York: New York Botanical Garden.

- DENSLOW, J. S. 1987. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 18:431-451. 18:431-451.
- DENSLOW, J. S., J. C. SCHULTZ, P. M. VITOUSEK & B. R. STRAIN. 1990. Growth responses of tropical shrubs to treefall gap environments. *Ecology* 71:165-179.
- FEINSINGER, P. 1976. Organization of a tropical guild of nectarivorous birds. *Ecological Monographs* 46:257-291.
- FEINSINGER, P.W., W.H. BUSBY, K.G. MURRAY, J.H. BEACH, W.Z. POUNDS & Y.B. LINHART. 1988. Mixed support for spatial heterogeneity in species interactions: hummingbirds in a tropical disturbance mosaic. *American Naturalist* 131: 33-57.
- FIMBEL, R. A., A. GRAJAL & J. G. ROBINSON. 2001a. *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forest*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- FIMBEL, R. A., A. GRAJAL & J. G. ROBINSON. 2001b. Logging and wildlife in the tropics. Pp. 667-695 *in* R. A. Fimbel, A. Grajal & J. G. Robinson (Eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forest*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- FINEGAN, B. 1992. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. *Forest Ecology and Management* 47: 295-231
- FRANKIE, G. W., H. G. BAKER, & P. A. OPLER. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62:881-919
- FRAVER, S., N. V. L. BROKAW & A. P. SMITH. 1998. Delimiting the gap phase in the growth cycle of a Panamanian forest. *Journal of Tropical Ecology* 14:673-681.

- FRUMHOFF, P.C. 1995 Conserving wildlife in tropical forests managed for timber. *Bioscience* 34: 456-464.
- GARWOOD, N.C., JANOS, D.P. & BROKAW, N. 1979. Earthquakecaused landslides: a major disturbance to tropical forests. *Science* 205: 997-999.
- GASTON, K.J. 1994. *Rarity*. London: Chapman & Hall.
- GENTRY, A. H. & L. H. EMMONS. 1987. Geographical variation in fertility and composition of the understory of Neotropical forests. *Biotropica* 19:216-227.
- GORCHOV, D. L., F. CORNEJO, C. ASCORRA & M. JARAMILLO. 1993. The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107/108: 339-349.
- GRADWOHL, J. & R. GREENBERG. 1980. The formation of antwren flocks on Barro Colorado Island, Panama. *Auk* 97: 385-395. Greenberg, R. 1981. The abundance and seasonality of Forest canopy birds on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 13: 241-251.
- GREENBERG, R. & J. GRADWOHL. 1985. A comparative study of the social organization of antwrens on Barro Colorado Island, Panama. *Ornithological Monographs* 36: 845-855.
- GUILHERME, E. & R. CINTRA. 2001. Effects of intensity and age of selective logging and tree girdling on an understorey bird community composition in central Amazonia, Brazil. *Ecotropica* 7:77-92.
- HAFFER, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science* 165:131-137.
- HAFFER, J. 1990. Avian species richness in tropical South America. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 25:157-183.

- HALLÉ, F., R. A. A. OLDEMAN & P. B. TOMLINSON. 1978. Tropical trees and forests: an architectural analysis. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- HARTSHORN, G. S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. Pp. 585-599 in A. H. Gentry (Ed.). Four Neotropical forests. Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- HARTSHORN, G.S. 1989 Application of gap theory to tropical forest management: natural regeneration on strip clear-cuts in the Peruvian Amazon. *Ecology* 70:567-569
- HECKENBERGER, M. J., A. KUIKURO, U. T. KUIKURO, J. C. RUSSELL, M. SCHMIDT, C. FAUSTO & B. FRANCHETTO. 2003. Amazonia 1492: Pristine forest or cultural parkland? *Science* 301:1710-1714.
- HENRIQUES, L. M. P., J. M. WUNDERLE, Jr. & M. R. WILLIG. 2003. Birds of the Tapajós National Forest, Brazilian Amazon: A preliminary assessment. *Ornitologia Neotropical* 14:307-338.
- HOLLOWAY, J. D., A. H. KIRK-SPRIGGS & C. V. KHEN. 1992. The response of some rain forest insect groups to logging and conversion to plantation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 335:425-436.
- ISABIRYE-BASUTA, G. & J. M. KASENENE. 1987. Small rodent populations in selectively felled and mature tracts of Kibale forest, Uganda. *Biotropica* 19: 260-266.
- INPE. 1996. Deforestation in Brazilian Amazonia 1992-1994. Instituto de Pesquisas Espaciais/MCT.
- INPE. 1998. Deforestation in Brazilian Amazonia 1995-1997. Instituto de Pesquisas Espaciais/MCT.

- JOHNS, A. D. 1987. The use of primary forest and selectively logged rain forest by Malaysian Hornbills (Bucerotidae) and implications for their conservation. *Biological Conservation* 40: 179-190.
- JOHNS, A. D. 1988. Effects of "selective" timber extraction on rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores. *Biotropica* 20:31-37.
- JOHNS, A. D. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *Journal of Tropical Ecology* 7:417-437.
- JOHNS, A. G. 1996. Bird population persistence in Sabahan logging concessions. *Biological Conservation* 75: 3-10.
- JOHNS, J. S., P. BARRETO & C. UHL. 1996. Logging damage in planned and unplanned logging operations in eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89: 59-77.
- KARR, J. R. 1971. Structure of avian communities in selected Panama and Illinois habitats. *Ecological Monographs* 41:207-231.
- KARR, J. R. 1981. Surveying birds with mist nets. *Studies in Avian Biology* 6:62-67.
- KARR, J. R. 1982. Avian extinction on Barro Colorado Island, Panama: a reassessment. *American Naturalist* 119: 220-239.
- KARR, J. R., S. K. ROBINSON, J. G. BLAKE & R. O. BIERREGAARD, Jr. 1990. Birds of four Neotropical forests. Pp. 237-269 *in* *Four Neotropical Rainforests* (A. H. Gebry, Ed.) Yale Univ., New Haven, Connecticut.
- KARR, J.R. & FREEMARK, K.E. 1983. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the 'stable' tropics. *Ecology* 64: 1481-1494.

- KRATTER, A. W. 1997. Bamboo specialization by Amazonian birds. *Biotropica* 29: 100-110.
- LAMBERT, F. R. 1992. The consequences of selective logging for Bornean lowland forest birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 335:443-457.
- LANG, G. E. & D. H. KNIGHT. 1983. Tree growth, mortality, recruitment, and canopy gap formation during a 10-year period in a tropical moist forest. *Ecology* 64:1075-1080.
- LAURANCE, W. F. 1998. A crisis in the making: responses of Amazonian forest to land use and climate change. *Trends in Evolution and Ecology* 13: 411-414.
- LENTINI, M., A. VERÍSSIMO & L. SOBRAL. 2003. *Fatos florestais da Amazônia*. IMAZON, Belém.
- LEVEY, D. J. 1988a. Tropical wet forest treefall gaps and distribution of understory birds and plants. *Ecology* 69:1076-1089.
- LEVEY, D. J. 1988b. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecological Monographs* 58:251-269.
- LOISELLE, B. A. & J. G. BLAKE. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72:180-193.
- LOVEJOY, T. E. 1974. Bird diversity and abundance in Amazon forest communities. *Living Bird* 13:127-191.
- LUGO, A. Management of tropical biodiversity. *Ecological Applications* 5: 956-961.
- LYNCH, J. F. 1991. Effects of Hurricane Gilbert on birds in a dry tropical forest in the Yucatan Peninsula. *Biotropica* 23:488-496.

- MacARTHUR, R. H., H. RECHER & M. CODY. 1966. On the relation between habitat selection and species diversity. *American Naturalist* 100: 319-332.
- MANLY, B. F. J. 1991. *Randomization and Monte Carlo Methods in Biology*. New York: Chapman & Hall.
- MARRA, P. P. & J. V. REMSEN, Jr. 1997. Insights into the maintenance of high species diversity in the Neotropics: habitat selection and foraging behavior in understory birds of tropical and temperate forests. *Ornithological Monographs* 48:445-483.
- MASON, D. 1996. Responses of Venezuelan understory birds to selective logging, enrichment strips, and vine cutting. *Biotropica* 28:296-309.
- MASON, D. & F. E. PUTZ. 2001. Reducing the impacts of tropical forestry on wildlife. Pp. 474-487 *in* R. A. Fimbel, A. Grajal & J. G. Robinson (Eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- MASON, D., & J. M. THIOLLAY. 2001. Tropical forestry and the conservation of Neotropical birds. Pp. 167-191 *in* R. A. Fimbel, A. Grajal & J. G. Robinson (Eds.). *The cutting edge: conserving wildlife in logged tropical forests*. Columbia University Press, New York, New York, USA.
- MEGGERS, B. J. 1985. Aboriginal adaptation to Amazonia. Pp. 307-327 *in* G. T. Prance & T. E. Lovejoy (Eds.). *Key environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, U.K.
- MEYER DE SCHAUENSEE, R. 1966. *The species of birds of South America and their distribution*. Livingston, Naberth, PA
- MEYER DE SCHAUENSEE, R. 1970. *A guide to the birds of South America*. Livingston, Wynnewood, PA.

- MUNN, C.A. & J. W. TERBORGH. 1979. Multi-species territoriality in Neotropical foraging flocks. *Condor* 81: 338–347.
- OBERBAUER, S. F. & B. R. STRAIN. 1985. Effects of light regime on the growth and physiology of *Pentaclethra macroloba* (Mimosaceae) in Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 1:303-320.
- OREN, D. C. & H. G. ALBUQUERQUE. 1991. Priority areas for new avian collections in Brazilian Amazonia. *Goeldiana Zool.* 6.
- ORIAN, G. H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology* 50: 783–801.
- PARKER, T. A. III., P. K. DONAHUE & T. S. SCHULENBERG. 1994. Birds of the Tambopata Reserve (Explorer's Inn Reserve). Pp. 106-124 *in* R. B. Foster, T. A. Parker III, A. H. Gentry, I. H. Emmons, A. Chicchón, T. Schulenberg, L. Rodríguez, G. Lamas, H. Ortega, J. Icochea, W. Wust, M. Romo, J. A. Castillo, O. Phillips, C. Reynal, A. Kratter, P.K. Donahue & L. j. Barkley (Eds.). *The Tambopata-Candamo Reserved Zone of Southeastern Perú: A Biological Assessment. Rapid Assessment Program Working Papers No. 6.* Conservation International, Washington, D.C.
- PARROTTA, J. A., J. K. FRANCIS & R. R. ALMEIDA. 1995. *Trees of the Tapajós – a photographic field guide.* Gen. Tech. Rep. IITF-1, Rio Piedras, PR: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry. 370 p.
- PEARSON, D. L. 1977. A pantropical comparison of bird community structure on six lowland rain forest sites, *Condor* 79:232-244.
- PEARSON, D. L. 1971. Vertical stratification of birds in a tropical dry forest. *Condor* 73: 46–55.

- PICKET, S. T. A. 1976. Succession: an evolutionary interpretation. *American Naturalist* 110:107-119.
- PIELOU, E. C. 1975. *Mathematical ecology*. Wiley, New York, New York, USA.
- REMSEN, J. V., Jr. 1994. Use and misuse of bird lists in community ecology and conservation. *Auk* 111:225-227.
- REMSEN, J.V. Jr & D. A. GOOD. 1996. Misuse of data from mistnet captures to assess relative abundance in bird populations. *Auk* 113: 381–398.
- REMSEN, J. V. & T. A. PARKER III. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonian. *Biotropica* 15: 223-231
- RIDGELY, R. S. & G. TUDOR. 1989. *The birds of South America*. Vol. 1, The Oscine Passerines. Univ. of Texas, Austin, TX.
- RIDGELY, R. S. & G. TUDOR. 1994. *The birds of South America*. Vol. 2, The Suboscine Passerines. Univ. of Texas, Austin, TX.
- ROBINSON, W. D., J. D. BRAUN & D. S. K. ROBINSON. 2000. Forest bird community structure in central Panama: influence of spatial scale and biogeography. *Ecological Monographs* 70: 209–235
- ROBINSON, J. G., K. H. REDFORD & E. BENNETT. 1999. Wildlife harvest in logged tropical forest. *Science* 284: 595-596.
- ROBINSON, S. K. & J. TERBORGH. 1997. Bird community dynamics along primary successional gradients of an Amazonian whitewater river. *Ornithological Monograph* 48:641-672.
- SCHEMSKE, D.W. & N. BROKAW. 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 por J. F. Pacheco. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brazil.
- SILVA, J. N. M., J. C. A. LOPES, J. O. P. CARVALHO. 1985. Inventário florestal de uma área experimental na Floresta Nacional do Tapajós. *Boletim de Pesquisa Florestal*. 10/11: 38-110.
- SMITH, P., K. P. HOGAN & J. R. IDOL. 1992. Spatial and temporal patterns of light and canopy structure in a lowland tropical moist forest. *Biotropica* 24:503-511.
- SOKAL, R. R., & F. J. ROHLF. 1995. *Biometry*. W. H. Freeman and Co., New York, NY.
- SPSS, I. 1990. *The SPSS Base System User's Guide*. Chicago, IL: SPSS, Inc.
- STILES, F.G. 1979. Evolutionary implications of habitat relations between permanent and winter resident landbirds in Costa Rica. Pp. 421–436 *in* Keast, A. & Morton, E.S. (Eds). *Migrant Birds in the Neotropics*. Washington, DC: Smithsonian Institute
- STOTZ, D. 1993. Geographic variation in species composition of mixed-species flocks in lowland humid forests in Brazil. *Papéis Avulsos Zool.* 38: 61–75.
- STOTZ, D., J. W. FITZPATRICK, T. A. PARKER III & D. K. MOSKOVITZ. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- STOUFFER, P. C. & R. O. BIERREGAARD, Jr. 1995a. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76:2429-2445.
- STOUFFER, P. C. & R. O. BIERREGAARD, Jr. 1995b. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 9:1085-1094.

- STRATFORD, J. A. & P. C. STOUFFER. 1999. Local extinctions of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13:1416-1423.
- TERBORGH, J. 1980. Vertical stratification of a Neotropical forest bird community. *Acta International Ornithology Congress* 17: 1005–1012.
- TERBORGH, J., S.K. ROBINSON, T.A. PARKER, C.A. MUNN III & N. PIERPONT. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213–238.
- THIOLLAY, J. M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6:47-63.
- THIOLLAY, J. M. 1994. Structure, Density and Rarity in an Amazonian Rain-Forest Bird Community. *Journal of Tropical Ecology* 10:449-481.
- THIOLLAY, J. M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversidade and Conservation* 6: 1155-1173.
- TURNER, I. M. & R. T. CORLETT. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Evolution and Ecology* 11: 330-333.
- UHL, C. & B.J. KAUFFMAN. 1990 Deforestation, Fire Susceptibility, and Potential Tree
- UHL, C. & R. BUSCHBACHER. 1985. A Disturbing Synergism between Cattle Ranch Burning Practices and Selective Tree Harvesting in the Eastern Amazon. *Biotropica* 17:265-268.
- UHL, C. & I.C.G. VIEIRA. 1989. Ecological impacts of selective logging in the Brazilian Amazon: a case study from the Paragominas Region of the State of Para. *Biotropica* 21:98-106.

- VAN DER MEER, P. J. & F. BONGERS. 1996. Formation and closure of canopy gaps in the rain forest at Nouragues, French Guiana. *Vegetatio* 126:167-179.
- VERISSIMO, A., M. A. COCHRANE & C. SOUZA. 2002. National forests in the Amazon. *Science* 297:1478.
- VERÍSSIMO, A., M. A. COCHRANE, C. SOUZA Jr. & R. SALOMÃO. 2002. Priority areas for establishing national forests in the Brazilian Amazon. *Conservation Ecology* 6: 4.
- WALTHER, B.A. 2002. Grounded ground birds and surfing canopy birds: variation of foraging stratum breadth observed in Neotropical forest birds and tested with simulation models using boundary constraints. *Auk* 119: 658–675.
- WEINS, J. A. 1989. The ecology of bird communities. Volume 2: processes and variations. Cambridge University Press. New York.
- WHITMAN, A. A., J. M. HAGAN III & N. V. L. BROKAW. 1998. Effect of selective logging on birds of northern Belize. *Biotropica* 30:449-457.
- WHITMORE, T. C. 1978. Gaps in the forest canopy. Pp. 639-655 *in* P. B. Tomlinson, & M. H. Zimmerman (Eds.). *Tropical trees as living systems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- WHITMORE, T. C. 1997. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. Pp. 3-12 *in* W. F. Laurence & R. O. Bierregaard (Eds.). *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- WHITMORE, T. C & J. A.SAYER. 1992. *Tropical deforestation and species extinction*. Hapman & Hall, London, 153 pp.

- WILLIS, E. O. & Y. ONIKI. 1978. Birds and army ants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:243-263.
- WILLSON, M. F., PORTER, E.A. & CONDIT, R.S. 1982. Avian frugivore activity in relation to forest light gaps. *Caribbean Journal of Science* 18: 1–6.
- WOLTMANN, S. 2003. Bird community response to disturbance in a forestry concession in lowland Bolivia. *Biodiversity and Conservation* 12:1921-1936.
- WONG, M. 1986. Trophic organization of understory birds in a Malaysian dipterocarp forest. *Auk* 103:100-116.
- WONG, M. (Ed.). 1985. Understory birds as indicators of regeneration in a patch of selectively logged West Malaysian rainforest. International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK.
- WUNDERLE, J. M., M. R. WILLIG & L. M. P. HENRIQUES. 2004. Avian distribution in treefall gaps and understory of terra firme forest in the lowland Amazon. *Ibis*
- WUNDERLE, J.M. JR, DÍAZ, A., VELÁZQUEZ, I. & SCHARRON, R. 1987. Forest openings and the distribution of understory birds in a Puerto Rican rainforest. *Wilson Bulletin* 99: 22–37.
- YAVITT, J. B., J. J. BATTLES, G. E. LANG & D. H. YOUNG. 1995. The canopy gap regime in a secondary neotropical forest in Panama. *Journal of Tropical Ecology* 11:391-40

**APÊNDICE 1.** Lista Taxonômica das Aves da Floresta Nacional do Tapajós. A ordem taxonômica das famílias não-Passeriformes segue Sick (1997). Para os Passeriformes, a sequência das famílias e espécies segue Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997).

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
TINAMIDAE							
<i>Tinamus tao</i>	f	t	i	s	fr	c	2t
<i>Tinamus guttatus</i>	f	t	c	s	fr	c	2t (CM)
<i>Crypturellus cinereus</i>	f	t	i	s	fr	c	2t
<i>Crypturellus soui</i>	f, vs	t, i	c	s	fr	c	2t
<i>Crypturellus variegatus</i>	f	t	c	s	fr	c	2tf
<i>Crypturellus strigulosus</i>	vs, pl	t	i	s	fr	c	4a (CM)
<i>Crypturellus parvirostris</i>	pl, vs	t	i	s	fr	c	2t
ARDEIDAE							
<i>Pilherodius pileatus</i>	ba	i	i	s	pe	i	4v
<i>Butorides striatus</i>	ba	i	i	s	pe, ar	i	4v
CATHARTIDAE							
<i>Sarcoramphus papa</i>	f, vs	a	i	s, bm	ca	c	4v
<i>Coragyps atratus</i>	aa, pa,	a	c	s, bm	ca	c	4v
	pl, vs						
<i>Cathartes aura</i>	f, vs	a	c	s, bm	ca	c	4v
<i>Cathartes melambrotus</i>	f, vs	a	c	s, bm	ca	c	4v

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<b>ACCIPITRIDAE</b>							
<i>Elanoides forficatus</i>	f, vs	a	c	s, bm	ar	f	4v
<i>Leptodon cayanensis</i>	f	a	i	s	ve	a	2t (CM)
<i>Chondrohierax uncinatus</i>	f	a	x	s	mo	f	4v (CM)
<i>Harpagus bidentatus</i>	f	a	x	s	ar, ve	f	4v (CM)
<i>Ictinia plumbea</i>	f	a	x	s, bm	ar	f	4v (CM)
<i>Helicolestes hamatus</i>	ba	i	x	s	mo	i	4v
<i>Acciptyer bicolor</i>	f	c	r	s	ve	a	3
<i>Acciptyer superciliosus</i>	f, vs	c	r	s	ve	a	4v (CM)
<i>Asturina nitida</i>	f	c	i	s	ve	c	4v
<i>Rupornis magnirostris</i>	vs, f, pa	c	c	s	ar, ve	c	4va
<i>Leucopternis albicollis</i>	f	c	r	s	ve	f	4v
<i>Leucopternis kuhli</i>	f	c	i	s	ve	f	2tf
<i>Leucopternis schistacea</i>	f	c	x	s	ve	f	4v (CM)
<i>Buteotallus urubitinga</i>	f, vs	c, a, i	i	s	ve	c	4v
<i>Morphnus guianensis</i>	f	c	r	s	ve	f	2tf
<i>Harpia harpyja</i>	f	c	r	s	ve	f	4v
<i>Spizastur melanoleucus</i>	f	a, c	r	s	ve	f	4v (CM)
<i>Spizaetus ornatus</i>	f	a, c	r	s	ve	f	2t (CM)
<i>Spizaetus tyrannus</i>	f	a, c	r	s	ve	f	4v (CM)
<b>FALCONIDAE</b>							
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	vs, f	bf	i	s	ve	f	4a

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Micrastur semitorquatus</i>	f	s, m	r	s	ve	f	2t (CM)
<i>Micrastur ruficollis</i>	f	s	i	s	ve	f	2f
<i>Micrastur gilvicollis</i>	f	c	c	s	ve	f	2f
<i>Daptrius ater</i>	f	c	r	s, bm	ve	t	4va (CM)
<i>Daptrius americanus</i>	f, vs	c	c	s, bm	om	f	2t
<i>Milvago chimachima</i>	vs, pa	i	i	s	ar	c	4v
<i>Polyborus plancus</i>	pa, vs	c, t	i	s	ca, ar	c	4v (SD)
<i>Falco ruficularis</i>	f	c, a	i	s	ve, ar	a	4v (SD)
CRACIDAE							
<i>Ortalis ruficeps</i>	f, vs	bf	c	s, bm	fr	f	4va
<i>Penelope superciliaris</i>	f	t, s	i	s	fr	f	2t
<i>Pipile cujubi</i>	f	t, c	i	s	fr	f	2t
<i>Mitu tuberosa</i>	f	t, c	r	s	fr	c	4v
ODONTOPHORIDAE							
<i>Odontophorus gujanensis</i>	f	t	i	bm	om	c	2t
PSOPHIDAE							
<i>Psophia viridis</i>	f	t	i	bm	om	c	2f
RALLIDAE							
<i>Aramides cajanea</i>	f	t	i	s	om	c	2t
<i>Laterallus viridis</i>	vs	t	c	s	om	c	2t
<i>Porphyryula martinica</i>	ba	i	c	s	om	f	4v
HELIORNITHIDAE							

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
<i>Heliornis fulica</i>	ba	i	i	s	ar	i	4v
JACANIDAE							
<i>Jacana jacana</i>	ba	i	i	s	ar	f	4v
COLUMBIDAE							
<i>Columba subvinacea</i>	f	c, m	c	s	fr	f	4a
<i>Columba plumbea</i>	f	c, m	c	s	fr	f	2t
<i>Columbina passerina</i>	pl, vs	aa, t	c	bm	se	c, f	4v
<i>Columbina talpacoti</i>	pl, vs	aa, t	c	bm	se	c, f	4v
<i>Leptotila verreauxi</i>	f	bf	i	s	fr	c	4v (CM)
<i>Leptotila rufaxilla</i>	f	bf, s	i	s	fr	c	3
<i>Geotrygon montana</i>	f, vs	t, s	c	s	fr	c	1
PSITTACIDAE							
<i>Ara macao</i>	f, c	c	c	bm, s	fr	f	2t
<i>Ara chloroptera</i>	f	c	x	s	fr	f	4v
<i>Ara severa</i>	f	c	c	bm	fr	f	2f
<i>Aratinga leucophthalmus</i>	f, vs, pl,	c	c	bm	fr	f	2t
	aa						
<i>Pyrrhura picta</i>	f, vs, aa	c	c	bm	fr	f	2t
<i>Brototeris chrysopterus</i>	f, vs, aa	c	c	bm	fr	f	2t
<i>Pionites leucogaster</i>	f	c	c	s, bm	fr	f	2t

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
<i>Pionopsitta vulturina</i>	f	c	i	bm	fr	f	2t
<i>Pionus menstruus</i>	f, vs, pl	c	c	bm, s	fr	f	2t
<i>Pionus fuscus</i>	f, vs, pl	c	c	bm, s	fr	f	2t
<i>Amazona ochrocephala</i>	f, vs, aa	c	c	bm, s	fr	f	2t
<i>Amazona amazonica</i>	f, vs, aa	c	c	bm, s	fr	f	2t
<i>Amazona farinosa</i>	f, vs	c	c	bm, s	fr	f	2t
<i>Deroptyus accipitrinus</i>	f	c	c	bm, s	fr	f	2t
CUCULIDAE							
<i>Piaya cayana</i>	f, vs	c	c	s, bhs	ar	f	2t
<i>Piaya melanogaster</i>	f	c	i	s	ar	f	2t
<i>Crotophaga ani</i>	pl, vs, t aa		c	bm	ar	c	4v
<i>Tapera naevia</i>	vs, pl, t aa		i	s	ar	c, f	2t
TYTONIDAE							
<i>Tyto alba</i>	vs	bf	i	s	ca	c	4a
STRITIDAE							
<i>Otus choliba</i>	vs	m, bf	c	s	ar	f	2t
<i>Otus watsonii</i>	f	m	c	s	ar	f	1
<i>Lophostrix cristata</i>	f	m	c	s	ar	f	4va (CM)
<i>Pulsatrix perspicillata</i>	f	c, m	i	s	ve	f	2t
<i>Glaucidium hardyi</i>	f	c	c	s	ar	f	2t

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
NYCTIBIIDAE							
<i>Nyctibius grandis</i>	f	c	i	s	ar	a	4va
<i>Nyctibius griseus</i>	f, vs	bf	c	s	ar	a	2t
<i>Nyctibius leucopterus</i>	f	c	c	s	ar	a	2t
CAPRIMULGIDAE							
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	f	a	i	s	ar	a	2t
<i>Nyctidromus albicollis</i>	vs	t, bf	c	s	ar	a	2t
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	f	s	i	s	ar	a	1
<i>Caprimultus nigrescens</i>	f	t, bf	c	s	ar	a	3
APODIDAE							
<i>Chaetura spinicauda</i>	vs, f	a, bf	c	bm	ar	a	4v
<i>Chaetura brachyura</i>	vs, f	a, bf	c	bm	ar	a	4v
<i>Panyptila cayennensis</i>	vs, f	a	x	s	ar	a	4v
<i>Reinarda squamata</i>	vs, f	a, i	c	bm	ar	a	4v
THROCHILIDAE							
<i>Glaucis hirsuta</i>	f, vs	s, bf	c	s	ni	f	1
<i>Threnetes leucurus</i>	f	s	r	s	ni	f	3
<i>Phaethornis superciliosus</i>	f, vs	s, bf	c	s, l	ni	f	3
<i>Phaethornis bourcierii</i>	f	s	c	s, l	ni	f	1
<i>Phaethornis longuemareus</i>	f	s	c	s	ni	f	1
<i>Campylopterus largipennis</i>	f	c, bf	c	s	ni	f	2f
<i>Florisuga mellivora</i>	f	c	i	s	ni	f	1

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	aa	c	c	s	ni	f	4v
<i>Avocettula recurvirostris</i>	f	c	r	s	ni	f	2t (CM)
<i>Thalurania furcata</i>	f, vs	s	c	s	ni	f	1
<i>Hylocharis sapphirina</i>	f	bf	i	s	ni	f	4v (CM)
<i>Topaza pella</i>	ba	bf, i	i	s, l	ni	f	4v
<i>Heliothryx aurita</i>	f	c	i	s	ni	f	3
<i>Heliomaster longirostris</i>	f	bf	i	s	ni	f	4v (CM)
TROGONIDAE							
<i>Trogon melanurus</i>	f	m	c	s, bhc	om	f	2t
<i>Trogon viridis</i>	f	m	c	s	om	f	2t
<i>Trogon rufus</i>	f	s	c	s, bhs	om	f	1
<i>Trogon violaceus</i>	f	m, bf	c	s	om	f	2t
ALCEDINIDAE							
<i>Ceryle torquata</i>	ba	i	x	s	pe	i	4v
<i>Chloroceryle amazona</i>	ba	i	r	s	pe	i	4v
<i>Chloroceryle americana</i>	ba	i	r	s	pe	i	4v
<i>Chloroceryle aenea</i>	f	i, s	r	s	pe	i	3
MOMOTIDAE							
<i>Baryphthengus martii</i>	f	m	r	s	om	f	3
<i>Momotus momota</i>	f, vs	m	i	s	om	f	3
GALBULIDAE							
<i>Brachygalba lugubris</i>	f	c, bf	r	s	ar	a	4v

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Galbula cyanicollis</i>	f	m	c	s	ar	a	1
<i>Galbula dea</i>	f	c, bf	i	s	ar	a	3
<i>Jacamerops aurea</i>	f	m	i	s	ar	f	2t
BUCONNIDAE							
<i>Notharchus macrorhynchus</i>	f	c	i	s	ar	f	2t
<i>Notharchus tectus</i>	f, vs	c, i	i	s	ar	f	4v
<i>Bucco tamatia</i>	f, vs	m, bf	i	s	ar	f	4v
<i>Bucco capensis</i>	f	m	i	s	ar	f	3
<i>Nystalus maculatus</i>	vs	s	i	s	ar	f	4v
<i>Malacoptila rufa</i>	f	s, m	c	s	ar	f	1
<i>Monasa morphoeus</i>	f	m	c	bm	ar	a	2f
<i>Chelidoptera tenebrosa</i>	f	c, i	i	s	ar	a	4v
RAMPHASTIDAE							
<i>Pteroglossus aracari</i>	f, vs	c	c	bm	om	f	2t
<i>Pteroglossus inscriptus</i>	f	c	i	bm	om	f	4v
<i>Pteroglossus bitorquatus</i>	f	c	r	bm	om	f	4v
<i>Selenidera gouldii</i>	f	c	i	bm	om	f	2t
<i>Ramphastos vitellinus</i>	f, vs	c	c	s	om	f	2t
<i>Ramphastos tucanus</i>	f, vs	c	c	s	om	f	2t
PICIDAE							
<i>Picumnus aurifrons</i>	f, vs	c, bf	i	bm	ar	t	1
<i>Piculus flavigula</i>	f	m	c	s, bhs	ar	t	2t

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Celeus jumana</i>	f	m	c	s	om	t	3
<i>Celeus grammicus</i>	f	m	c	s	om	t	4v (CM)
<i>Celeus flavus</i>	f, vs	m	i	s	om	t	2t (CM)
<i>Celeus torquatus</i>	f	c, m	c	s	om	t	2t
<i>Dryocopus lineatus</i>	f, vs	bf	c	s	om	t	2t
<i>Melanerpes cruentatus</i>	f, vs, aa	c, bf, i	c	bm	om	t	2t
<i>Veniliornis affinis</i>	f, vs	m, s	c	s, bhs	ar	t	3
<i>Campephilus rubricollis</i>	f	c, m	c	s	om	t	2t
<b>FURNARIIDAE</b>							
<i>Synallaxis gujanensis</i>	vs	bf	i	s	ar	f	2t
<i>Synallaxis rutilans</i>	f	s	i	s, bhs	ar	f	4v (CM)
<i>Xenops minutus</i>	f, vs	s, m	c	s	ar	t	1
<i>Xenops milleri</i>	f	c	i	s, bhc	ar	t	4v (CM)
<i>Philydor erythrocerus</i>	f	s	i	s, bhs	ar	m	3
<i>Philydor ruficaudatus</i>	f	s	i	s, bhs	ar	m	3
<i>Philydor pyrrhodes</i>	f	s	i	s	ar	m	3
<i>Automolus infuscatus</i>	f, vs	s	c	s, bhs	ar	m	1
<i>Automolus ochrolaemus</i>	f	s	i	s, bhs	ar	m	2f
<i>Automolus rufipileatus</i>	f	s	i	s	ar	m	1
<i>Sclerurus mexicanus</i>	f	t	i	s	ar	c	1
<i>Sclerurus rufigularis</i>	f	t	i	s	ar	c	1
<i>Sclerurus caudacutus</i>	f	t	i	s	ar	c	2f

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
DENDROCOLAPTIDAE							
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	f, vs	s, m	c	s, bhs, sfc	ar	fc	1
<i>Dendrocincla merula</i>	f	s	c	sfc, s	ar	fc	1
<i>Deconychura longicauda</i>	f	s	i	bhs, s	ar	t	1
<i>Deconychura stictolaema</i>	f	s	i	bhs, s	ar	t	1
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	f, vs	s, m	c	s, bhs	ar	t	1
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	f	s	i	bhs	ar	t	4a (CM)
<i>Hylexetastes uniformis</i>	f	m	i	s, sfc	ar	fc	1
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	f	m	i	s, sfc	ar	t, fc	1
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	f	m	i	s, sfc	ar	fc	1
<i>Xiphocolaptes</i>	f	m	r	s	ar	t	3
<i>promeropirhynchus</i>							
<i>Xiphorhynchus picus</i>	vs, aa	m, bf	c	s, bhs	ar	t	2t
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	f	s, m	c	s, bhs	ar	t	1
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	f	c, m	c	s, bhs	ar	t	2tf
<i>Lepidocolaptes albolineatus</i>	f	c	c	s, bhc	ar	t	4v
<i>Campylorhamphus</i>	f	c, m	i	s, bhs	ar	t	2f
<i>procurvoides</i>							
THAMNOPHILIDAE							
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	f	s, m, bf	i	s, bhs	ar	f	2tf
<i>Taraba major</i>	vs, f	bf	c	s	ar	f	2t
<i>Thamnophilus aethiops</i>	f	s	c	s	ar	f	1

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	f, vs	s	c	s	ar	f	1
<i>Pygiptila stellaris</i>	f	s	c	s	ar	f	3
<i>Thamnomanes caesius</i>	f, vs	s	c	s, bhs	ar	f	1
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	f	c, m	i	s	ar	f	2t
<i>Microrhophias quixensis</i>	f, vs	m, s	i	s, bhs	ar	f	1
<i>Myrmotherula brachyura</i>	f	s	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Myrmotherula sclateri</i>	f	s	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Myrmotherula hauxwelli</i>	f	s, m	i	s, bhs	ar	f	1
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	f, vs	s, m	c	s, bhs	ar	f	1
<i>Myrmotherula ornata</i>	f	m, s	i	s, bhs	ar	f	1
<i>Myrmotherula axillaris</i>	f	s, cl, bf	i	s	ar	f	1
<i>Myrmotherula lontipennis</i>	f, vs	s	c	s, bhs	ar	f	1
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	f	s, m	c	s, bhs	ar	f	1
<i>Cercomacra cinerascens</i>	f	c, m	c	s	ar	f	1
<i>Cercomacra nigrescens</i>	f, vs	cl, bf, m	i	s	ar	f	1
<i>Pyriglena leuconota</i>	f	s	i	sfc, s	ar	fc	2tf
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	f	s	c	s	ar	f	1
<i>Dichrozona cincta</i>	f	t	i	s	ar	c	1
<i>Hylophylax naevia</i>	f	s	c	s	ar	f	1
<i>Hylophylax punctulata</i>	f	s, i	i	s	ar	f	2tf
<i>Hylophylax poecilinota</i>	f	s	c	s, sfc	ar	f, fc	1
<i>Hypocnemis cantator</i>	f	s, bf, cl	c	s	ar	f	1

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Hypocnemis hypoxantha</i>	f	m, s	i	s	ar	f	2t (CM)
<i>Sclateria naevia</i>	f	s, i	c	s	ar	c	2t
<i>Schistocichla leucostigma</i>	f	s, i	i	s	ar	f	3
<i>Myrmeciza hemimelaena</i>	f, vs	s, cl, bf	c	s	ar	f	1
<i>Myrmornis torquata</i>	f	t	i	s	ar	c	1
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	f	s	c	s, sfc	ar	fc	1
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	f	s	c	s, sfc	ar	fc	1
FORMICARIIDAE							
<i>Formicarius analis</i>	f, vs	t	i	s	ar	c	1
<i>Formicarius colma</i>	f	t	i	s	ar	c	1
<i>Grallaria varia</i>	f	t	r	s	ar	c	4v
<i>Myrmothera campanisona</i>	f	t, cl	i	s	ar	c	2tf
<i>Hylopezus macularius</i>	f	t	i	s	ar	c	2t
<i>Hylopezus berlepschi</i>	vs	t, bf	i	s	ar	c	2t
CONOPOPHAGIDAE							
<i>Conopophaga aurita</i>	f	s, t	c	s	ar	c	1
TYRANNIDAE							
<i>Elaenia flavogaster</i>	ao, vs	c	c	s	ar	a	2t
<i>Myiopatis gaimardii</i>	f, vs	bf, c, m	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Camptostoma obsoletum</i>	aa	c	c	s	ar	f	2t
<i>Tyrannulus elatus</i>	f, vs	c, bf	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Ornithion inerme</i>	f	c, bf	c	s, bhc	ar	f	2t

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Zimmerius gracilipes</i>	f	c	c	s, bhc	om	f	2t (CM)
<i>Mionectes oleagineus</i>	f, vs	s	i	s	om	f	3
<i>Mionectes macconnelli</i>	f, vs	s	c	s, l	om	f	1
<i>Myiornis ecaudatus</i>	f	m, bf	c	s	ar	f	2t
<i>Lophotriccus galeatus</i>	f	m	c	s	ar	f	1
<i>Hemitriccus striaticollis</i>	vs	m	c	s	ar	f	4v (CM)
<i>Hemitriccus minimus</i>	f	m	r	s	ar	f	2t (CM)
<i>Corythopsis torquata</i>	f	s, t	i	s	ar	f	3
<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	f	s, m	c	s, l	ar	f	1
<i>Platyrinchus saturatus</i>	f	m, s	i	s	ar	f	1
<i>Platyrinchus coronatus</i>	f	s	c	s	ar	a	2tf
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	f	m, c	i	s	ar	f	3
<i>Tolmomyias poliocephalus</i>	vs, f	c, bf	c	s, bhc	ar	f	2t (CM)
<i>Tolmomyias assimilis</i>	f	c	c	s, bhc	ar	f	4v (CM)
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	f	m	i	s, bhs	ar	f	3
<i>Ramphotrigon ruficauda</i>	f	m	i	s	ar	f	3
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	f	s	i	s, bhs	ar	a	1
<i>Myiobius barbatus</i>	f	s	i	s, bhs	ar	a	1
<i>Terentotriccus erythrurus</i>	f	m, s	i	s, bhs	ar	a	1
<i>Contopus nigrescens</i>	f	c, bf	xm?	s	ar	a	2t (CM)
<i>Contopus borealis</i>	f	c, bf	xb	s	ar	a	4v (CM)
<i>Colonia colonus</i>	f, vs	c	xa	s	ar	a	4v

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Attila cinnamomeus</i>	vs	i	i	s	ar	a	2t
<i>Attila spadiceus</i>	f	c, m	c	s	ar	f	1
<i>Rhytipterna simplex</i>	f	m	c	s	ar	f	2t
<i>Myiarchus ferox</i>	aa, vs	bf	c	s	om	f	4v (CM)
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	f	s	i	s	ar	f	4va (CM)
<i>Megarhynchus pitangua</i>	aa, vs	bf	c	s	om	f	4va
<i>Pitangus sulphuratus</i>	aa, pa, vs	i, bf	c	s	om	f	4va
<i>Philohydor lictor</i>	ba, vs, pl	i	c	s	om	a	2t
<i>Myiozetetes cayanensis</i>	vs, f, aa	c, bf, i	c	s	om	f	2t
<i>Myiozetetes luteiventris</i>	f, vs	cl, bf	i	s	om	f	2t
<i>Conopias trivittata</i>	f	c	c	s	om	f	4va (CM)
<i>Myiodinastes maculatus</i>	aa, vs, f	c, bf	ca?	s	om	f	4va (CM)
<i>Legatus leucophaeus</i>	aa, vs, f	c, bf	c	s	fr	f	2t
<i>Empidonomus varius</i>	vs, aa	c, bf	ca?	s	om	f	4v
<i>Tyrannus melancholicus</i>	aa, vs	c, bf, i	c	s	om	ar	2t
<i>Pachyramphus marginatus</i>	f	m	i	s	ar	f	3
<i>Pachyramphus rufus</i>	vs, aa	bf	i	s	om	f	4v
<i>Pachyramphus minor</i>	f	c, m	i	s	ar	f	2t (CM)
<i>Tityra inquisitor</i>	f	c	i	s	om	f	4va (CM)
<i>Tityra cayana</i>	f	c	i	s	om	f	4v

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Tityra semifasciata</i>	f	c	i	s	om	f	2t
PIPRIDAE							
<i>Schiffornis turdinus</i>	f	s	c	s	ar	f	1
<i>Tyrannetes stolzmanni</i>	f	m	c	s	om	f	1
<i>Piprites chloris</i>	f	c, m	i	s, bc	ar	f	1
<i>Chiroxiphia pareola</i>	f, vs	s, m	i	s, l	fr	f	3
<i>Manacus manacus</i>	f, c	s	i	s, l	fr	f	3
<i>Pipra iris</i>	f	s, cl	c	s, l	fr	f	1
<i>Pipra pipra</i>	f	m	r	s, l	fr	f	1
<i>Pipra rubrocapilla</i>	f	s, m	c	s, l	fr	f	1
COTINTIDAE							
<i>Iodopleura isabellae</i>	f	c, bf	x	s	fr	f	4v (CM)
<i>Cotinga cayana</i>	f	c	r	s	fr	f	4v
<i>Xipholena lamellipennis</i>	f	c	r	s	fr	f	4v
<i>Laniocera hypopyrra</i>	f	m	r	s	om	f	2f
<i>Lipaugus vociferans</i>	f	m	c	s, l	om	f	2t
<i>Querula purpurata</i>	f	c, bf	c	bm	om	f	2t
<i>Phoenicircus carnifex</i>	f	c, m	i	s, l	fr	f	1
HIRUNDINIDAE							
<i>Progne chalybea</i>	vs, aa	a, i	i	bm	ar	a	4v
<i>Tachycineta albiventer</i>	ba	a, i	i	bm	ar	a	4v
<i>Atticora fasciata</i>	ba	a, i	i	bm	ar	a	4v

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i>	vs, aa	a	i	bm	ar	a	4v
TROTLODYTIDAE							
<i>Campylorhynchus turdinus</i>	f, aa	c	i	s	ar	f	2t
<i>Thryothorus coraya</i>	f, vs	s, bf	c	s	ar	f	1
<i>Thryothorus leucotis</i>	vs	s, bf, i	c	s	ar	f	2t
<i>Odontorchilus cinereus</i>	f	c	c	bhc	ar	f	4v
<i>Troglodytes aedon</i>	aa, vs	s	c	s	ar	f	2t
<i>Cyphorhinus aradus</i>	f	t, s	c	s	ar	c	1
<i>Microcerculus marginatus</i>	f	t, s	c	s	ar	c	1
SYLVIIDAE							
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	f	m, s	c	s, bhs	ar	f	2tf
<i>Polioptila guianensis</i>	f	c, bf	i	bhc	ar	f	4v (CM)
TURDIDAE							
<i>Catharus fuscescens</i>	f	s	xb	s	om	f	1
<i>Turdus albicollis</i>	f	s, m	c	s	om	f	1
VIREONIDAE							
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	f, vs, aa	c, bf	i	s	ar	f	2t
<i>Vireolanius leucotis</i>	f	c, m	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Vireo olivaceus</i>	vs, f	c, bf	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Hylophilus semicinereus</i>	f, aa	c, m, bf	i	S, bhc	ar	f	2t
<i>Hylophilus hypoxanthus</i>	f	c	c	s, bhc	ar	f	2t
<i>Hylophilus ochraceiceps</i>	f	m, s, cl	c	s, bhs	ar	f	1

Famílias e Espécies	Habitat <sup>1</sup>	Microhabitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
EMBERIZIDAE							
PARULINAE							
<i>Granatellus pelzelni</i>	f	m, c	i	s, bhs, bhc	om	f	3
<i>Basileuterus rivularis</i>	f, c	m, bi	c	s, bc	ar	f	1
COEREBINAE							
<i>Coereba flaveola</i>	aa, vs, f	c, bf	c	s	ni	f	1
THRAUPINAE							
<i>Lamprospiza melanoleuca</i>	f	c	c	s, bm, bhc	om	f	2t
<i>Hemithraupis guira</i>	f	c	i	s, bhc	om	f	4v (CM)
<i>Lanio versicolor</i>	f	c, m	i	s, bhc	ar	f	1
<i>Tachyphonus cristatus</i>	f	c, m	i	s, bhc	om	f	4v
<i>Tachyphonus surinamus</i>	f	m	i	s, bhc	om	f	3
<i>Tachyphonus luctuosus</i>	vs, f	m, bf	i	s	om	f	1
<i>Tachyphonus rufus</i>	vs, pl, pa	c	i	s	om	f	2t (CM)
<i>Habia rubica</i>	f, vs	m	c	bm, bhs	om	f	1
<i>Ramphocelus carbo</i>	vs, pl, pa, aa	s	c	s, bm	om	f	3
<i>Thraupis episcopus</i>	vs, pl, pa, aa, f	c, bf	c	s, bm	om	f	4v
<i>Thraupis palmarum</i>	vs, pl, pa, aa, f	c, bf	c	s, bm	om	f	4v

<b>Famílias e Espécies</b>	<b>Hábitat<sup>1</sup></b>	<b>Microhábitat<sup>2</sup></b>	<b>Abundância<sup>3</sup></b>	<b>Sociabilidade<sup>4</sup></b>	<b>Dieta<sup>5</sup></b>	<b>Substrato<sup>6</sup></b>	<b>Documentação<sup>7</sup></b>
<i>Euphonia violacea</i>	f, vs, aa	c, bf	c	s, bhc, bm	fr	f	2t
<i>Euphonia minuta</i>	f	c	i	bhc	fr	f	4v (CM)
<i>Euphonia rufiventris</i>	f	c	i	s, bhc	fr	f	4v (CM)
<i>Tangara mexicana</i>	f, vs, aa	c, bf	c	bm, bhc	fr	f	4v
<i>Tangara punctata</i>	f	c, bf	i	bhc	fr	f	4v
<i>Tangara velia</i>	f	c	i	s, bhc	om	f	4va (CM)
<i>Dacnis lineata</i>	f	c	i	bhc	om	f	4va (CM)
<i>Dacnis cayana</i>	f	c	i	bhc	om	f	4va (CM)
<i>Chlorophanes spiza</i>	f	c	i	bhc	om	f	2t (CM)
<i>Cyanerpes caeruleus</i>	f	c	i	s, bhc	om	f	3
<i>Cyanerpes cyaneus</i>	f	c	i	s, bhc	om	f	4v
<b>EMBERIZINAE</b>							
<i>Volatinia jacarina</i>	pl aa, vs	t	c	bm	se	f	4v
<i>Sporophila nigricollis</i>	pl, aa, vs	t	x	bm	se	f	4v
<i>Sporophila caeruleascens</i>	pl, aa, vs	t	c	bm	se	f	4v
<i>Oryzoborus angolensis</i>	pl, aa, vs	t, s, bf	i	s	se	f	3
<i>Arremon taciturnus</i>	f, vs	s, bf	c	s	om	c	1
<i>Paroaria gularis</i>	ba	i	i	s, bm	om	f	4v
<b>CARDINALINAE</b>							

Famílias e Espécies	Hábitat <sup>1</sup>	Microhábitat <sup>2</sup>	Abundância <sup>3</sup>	Sociabilidade <sup>4</sup>	Dieta <sup>5</sup>	Substrato <sup>6</sup>	Documentação <sup>7</sup>
<i>Caryothraustes humeralis</i>	f	c, bf	i	bhc	om	f	4v (CM)
<i>Periporphyrus erythromelas</i>	f	m	r	s, bm	om	f	3
<i>Pitylus grossus</i>	f	m	c	s, bm, bhc	om	f	2t
<i>Saltator maximus</i>	f, vs, aa	m	c	s	om	f	4v
<i>Cyanocompsa cyanooides</i>	f, vs	s	c	s	om	f	2t
ICTERINAE							
<i>Psarocolius decumanus</i>	f	c	i	bm	om	f	2t (CM)
<i>Psarocolius viridis</i>	f	c	c	bm	om	f	2t (CM)
<i>Psarocolius bifasciatus</i>	f	c	i	bm	om	f	4v
<i>Cacicus cela</i>	f, aa, vs	c, m	c	bm	om	f	2t
<i>Cacicus haemorrhous</i>	f	c	i	bm	om	f	2t
<i>Icterus cayanensis</i>	f, aa	c	i	bm	om	f	2t
<i>Scaphidura oryzivora</i>	f, aa, vs	c	i	bm	om	f	4v
<i>Molothrus bonariensis</i>	aa, pa	s	i	bm	om	f	4v

<sup>1</sup>Hábitat (se mais de um é listado, são ordenados em ordem decrescente de preferência): f = floresta de *terra firme*, vs = vegetação secundária incluindo a borda da Rodovia Santarém-Cuiabá Road, pl = plantação de arroz, milho ou mandioca, ba = próximo a um pequeno igarapé em área aberta, pa = pastagem, aa = áreas abertas próximas as casa com fruteiras tais como a mangueira (*Mangifera indica*).

<sup>2</sup>Microhabitat: t = terrestre, s = sub-bosque, m = médio-bosque, c = copa, a = aéreo, i = água (igarapé), bf = borda de floresta, cl = clareira.

<sup>3</sup>Abundância (no hábitat preferido): r = raro, i = incomum, c = comum, x = casual; seguido por código de sazonalidade (se não for residente ao longo do ano): a = migrante austral, b = migrante boreal, m = movimento não identificado.

<sup>4</sup>Sociabilidade: s = solitário ou em pares, mf = bandos monoespecíficos, uf = bandos heteroespecíficos de sub-bosque, cf = bandos heteroespecíficos de copa, af = bandos de seguidores de formigas de correição, l = leques.

<sup>5</sup>Dieta: fr = frutos, ar = artrópodes, ca = carniça, ve = pequenos vertebrados, pe = pequenos peixes, se = sementes, om = frutos, sementes e artrópodes, mo = moluscos, ni = néctar e pequenos insetos.

<sup>6</sup>Substrato: c = chão, f = folhagem viva, m = folhagem morta, a = ar, i = água (igarapé), t = tronco, fc = formigas de correição.

<sup>7</sup>Documentação: 1 = espécime coletado, 2t = registro sonoro, 2f = fotografia, 3 = capturado em rede de neblina, 4v = observação visual, 4a = observação auditiva. Documentado por outros investigadores incluindo Sidnei de Melo Dantas (SD) e Curtis Marantz (CM).

**APÊNDICE 2.** Espécies de aves capturadas em clareira e em floresta em floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil e sua classificação em guildas. Os sítios em clareira aberta pela queda natural de árvores e seus correspondentes sítios em floresta não perturbada estavam localizados na Quadra Testemunha (Parcelas C-2 e C-3) enquanto os sítios em clareira aberta pela exploração madeireira e seus correspondentes sítios em floresta perturbada localizavam-se na Quadra 4 (Parcelas B-2 e B-18). A ordem taxonômica das famílias não-Passeriformes segue Sick (1997). Para os Passeriformes, a sequência das famílias e espécies segue Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997).

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
TINAMIDAE					
<i>Crypturellus variegatus</i>	1	1	0	0	F
ACCIPITRIDAE					
<i>Accipter bicolor</i>	0	1	0	0	PVI
<i>Leucopternis albicollis</i>	1	0	0	0	PVI
FALCONIDAE					
<i>Micrastur ruficollis</i>	1	2	1	0	PVI
<i>Micrastur gilvicollis</i>	6	6	0	4	PVI
ODONTOPHORIDAE					
<i>Odontophorus gujanensis</i>	0	0	0	1	F
PSOPHIDAE					
<i>Psophia viridis</i>	0	2	0	0	FI
COLUMBIDAE					

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0	0	0	1	F
<i>Geotrygon montana</i>	14	13	9	7	F
CUCULIDAE					
<i>Piaya cayana</i>	0	0	1	0	I
TROCHILIDAE					
<i>Glaucis hirsuta</i>	0	2	0	0	N
<i>Threnetes leucurus</i>	1	0	0	0	N
<i>Phaethornis superciliosus</i>	19	11	14	8	N
<i>Phaethornis bourcierii</i>	13	11	3	1	N
<i>Phaethornis longuemareus</i>	28	5	14	11	N
<i>Campylopterus largipennis</i>	4	3	0	0	N
<i>Florisuga mellivora</i>	1	0	0	0	N
<i>Thalurania furcata</i>	33	15	15	14	N
<i>Hylocharis saphirina</i>	1	0	0	0	N
<i>Heliothryx aurita</i>	1	1	0	0	N
TROGONIDAE					
<i>Trogon violaceus</i>	1	0	0	0	IFBM
<i>Trogon rufus</i>	2	1	1	5	IFBM
MOMOTIDAE					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	1	2	0	0	IF
<i>Momotus momota</i>	0	1	0	0	IF

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
GALBULIDAE					
<i>Galbula cyanicollis</i>	6	0	2	0	I
<i>Galbula dea</i>	0	0	1	1	I
BUCONNIDAE					
<i>Bucco capensis</i>	1	0	0	0	I
<i>Malacoptila rufa</i>	5	15	2	5	I
<i>Monasa morphoeus</i>	1	1	0	3	PVI
RAMPHASTIDAE					
<i>Selenidera gouldii</i>	1	0	0	0	F
<i>Rhamphastos vitellinus</i>	0	1	0	0	F
PICIDAE					
<i>Celeus jumana</i>	0	0	0	1	IF
<i>Veniliornis affinis</i>	0	0	1	0	I
FURNARIIDAE					
<i>Xenops minutus</i>	18	13	22	5	IBM
<i>Phylidor erythrocerus</i>	1	0	0	2	IBM
<i>Phylidor ruficaudatus</i>	9	3	0	1	IBM
<i>Phylidor pyrrhodes</i>	2	1	0	0	IBM
<i>Automolus infuscatus</i>	23	26	5	12	IBM
<i>Automolus ochralaemus</i>	7	2	1	0	I
<i>Sclerurus mexicanus</i>	2	3	2	3	I

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
<i>Sclerurus ruficularis</i>	5	7	3	2	I
<i>Sclerurus caudacutus</i>	9	9	1	2	I
DENDROCOLAPTIDAE					
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	10	6	3	7	I
<i>Dendrocincla merula</i>	57	88	9	23	SFC
<i>Deconychura longicauda</i>	7	8	1	1	IBM
<i>Deconychura stictolaema</i>	6	13	0	0	IBM
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	85	82	59	84	IBM
<i>Hylexetastes uniformis</i>	5	8	2	6	SFC
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	1	3	1	4	SFC
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	1	0	0	0	SFC
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	0	0	0	1	I
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	19	27	5	14	IBM
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	3	3	7	5	IBM
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>	1	0	4	2	IBM
THAMNOPHILIDAE					
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	3	0	5	1	IBM
<i>Taraba major</i>	1	0	0	0	I
<i>Thamnophilus aethiops</i>	10	4	15	8	IBM
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	21	2	20	6	IBM
<i>Pygiptila stellaris</i>	1	0	0	0	I

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
<i>Thamnomanes caesius</i>	43	24	35	27	IBM
<i>Microrhophias quixensis</i>	1	1	2	0	I
<i>Myrmotherula brachyura</i>	0	0	2	0	IBM
<i>Myrmotherula hauxwelli</i>	18	10	2	3	IBM
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	67	19	43	9	IBM
<i>Myrmotherula ornata</i>	2	0	3	1	IBM
<i>Myrmotherula axillaris</i>	1	0	9	1	IBM
<i>Myrmotherula longipennis</i>	93	63	22	21	IBM
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	22	3	11	3	IBM
<i>Cercomacra cinerascens</i>	1	0	2	0	I
<i>Cercomacra nigrescens</i>	1	1	2	0	I
<i>Pyriglena leuconota</i>	0	0	7	3	SFC
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	1	0	7	9	I
<i>Dichrozona cincta</i>	6	4	0	1	I
<i>Hylophylax naevia</i>	8	12	0	4	I
<i>Hylophylax punctulata</i>	6	4	0	0	I
<i>Hylophylax poecilonota</i>	41	67	19	41	I
<i>Hypocnemis cantator</i>	22	4	25	2	I
<i>Sclateria naevia</i>	2	1	0	0	I
<i>Schistocichla leucostigma</i>	2	0	0	0	I
<i>Myrmeciza hemimelaena</i>	2	3	15	5	I

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
<i>Myrmornis torquata</i>	2	4	1	3	I
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	32	31	15	17	SFC
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	19	7	30	8	SFC
FORMICARIIDAE					
<i>Formicarius analis</i>	1	1	2	1	I
<i>Formicarius colma</i>	0	0	1	0	I
<i>Myrmothera campanisona</i>	1	1	2	0	I
<i>Hylopezus macularius</i>	1	1	0	0	I
CONOPOPHAGIDAE					
<i>Conopophaga aurita</i>	9	12	1	2	I
TYRANNIDAE					
<i>Mionectes oleagineus</i>	0	0	2	0	IF
<i>Mionectes macconnelli</i>	33	47	22	8	IF
<i>Lophotriccus galeatus</i>	2	0	7	0	I
<i>Corythopsis torquata</i>	4	3	0	0	I
<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	14	13	4	7	I
<i>Platyrinchus saturatus</i>	11	5	5	1	I
<i>Platyrinchus coronatus</i>	12	32	0	0	I
<i>Rhynchociclus olivaceus</i>	1	0	0	0	I
<i>Ramphotrigon ruficauda</i>	1	3	0	0	I
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	7	7	6	3	I

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
<i>Myiobius barbatus</i>	25	16	8	1	IBM
<i>Terenotriccus erythrurus</i>	9	4	10	4	I
<i>Attila spadiceus</i>	1	3	3	2	I
<i>Rhytipterna simplex</i>	3	1	1	1	I
<i>Pachyrhamphus marginatus</i>	1	0	0	0	IF
<i>Pachyrhamphus minor</i>	0	0	1	0	I
PIPRIDAE					
<i>Schiffornis turdinus</i>	15	16	0	1	FI
<i>Tyranneutes stolzmanni</i>	1	0	1	0	F
<i>Manacus manacus</i>	1	1	0	0	F
<i>Pipra iris</i>	78	43	31	14	F
<i>Pipra pipra</i>	0	0	2	0	F
<i>Pipra rubrocapilla</i>	91	34	88	62	F
COTINGIDAE					
<i>Phoenicircus carnifex</i>	0	2	1	1	F
<i>Laniocera hypopyrha</i>	2	1	2	0	IF
<i>Lipaugus vociferans</i>	2	0	0	3	FI
TROGLODYTIDAE					
<i>Thryothorus coraya</i>	0	0	7	0	IBM
<i>Cyphorhinus aradus</i>	25	13	12	2	I
<i>Microcerculus marginatus</i>	0	0	4	2	I

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
SYLVIIDAE					
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	5	0	5	0	IBM
TURDIDAE					
<i>Catharus minimus</i>	1	0	0	0	IF
<i>Turdus albicollis</i>	7	19	1	1	FI
VIREONIDAE					
<i>Vireolanius leucotis</i>	0	0	1	0	IBM
<i>Hylophilus ochraceiceps</i>	8	8	0	0	I
EMBERIZIDAE					
PARULINAE					
<i>Granatellus pelzelni</i>	0	0	1	0	IBM
<i>Basileuterus rivularis</i>	1	0	0	0	I
THRAUPINAE					
<i>Lanio versicolor</i>	7	5	0	0	IBM
<i>Tachyphonus cristatus</i>	1	0	0	0	IFBM
<i>Tachyphonus surinamus</i>	16	0	0	0	IFBM
<i>Tachyphonus luctuosus</i>	0	0	2	0	IFBM
<i>Habia rubica</i>	5	3	2	1	FI
<i>Cyanerpes caeruleus</i>	2	0	0	0	N
EMBERIZINAE					
<i>Oryzoborus angolensis</i>	1	0	1	0	F

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Clareira	Sub-bosque	Clareira natural	Sub-bosque	
<i>Arremon taciturnus</i>	4	3	17	2	IF
CARDINALINAE					
<i>Pitylus grossus</i>	0	0	2	1	FI
<i>Cyanocompsa cyanooides</i>	1	2	3		FI

\*Guilda: F = frugívoro solitário; FI = frugívoro-insetívoro solitário; I = insetívoro solitário; IF = insetívoro-frugívoro solitário; IBM = insetívoro seguidor de bando misto; IFBM = insetívoro-frugívoro seguidor de bando misto; SFC = insetívoro seguidor de formiga de cooreição; N = nectarívoro; PVI = pequenos vertebrados e insetos grandes.

**APÊNDICE 3.** Espécies de aves capturadas na Quadra Testemunha (Parcelas C-1 e C-3) e na Quadra 4 (Parcelas B-2 e B-18) e suas razões de captura antes e depois da exploração madeireira de baixo impacto na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil e sua classificação em guildas. A ordem taxonômica das famílias não-Passeriformes segue Sick (1997). Para os Passeriformes, a sequência das famílias e espécies segue Ridgely & Tudor (1989, 1994) com algumas modificações adotadas por Sick (1997).

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
TINAMIDAE					
<i>Crypturellus variegatus</i>	0	0	0	0.058	F
ACCIPTRIDAE					
<i>Leucopternis melanops</i>	0	0.174	0	0.058	PVI
<i>Morphus guianensis</i>	0	0	0	0.058	PVI
FALCONIDAE					
<i>Micrastur ruficollis</i>	0	0.116	0	0.231	PVI
<i>Micrastur gilvicollis</i>	0	0.289	0	0.174	PVI
PSOPHIDAE					
<i>Psophia viridis</i>	0	0	0	0.058	FI
COLUMBIDAE					
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0	0	0	0.058	F
<i>Geotrygon montana</i>	0	1.273	0.926	1.505	F
STRIGIDAE					

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
<i>Glaucidium hardyi</i>	0	0.116	0	0	
CAPRIMULGIDAE					
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i>	0	0.116	0	0	IA
TROCHILIDAE					
<i>Glaucis hirsuta</i>	0	0	1.389	0.347	N
<i>Phaethornis superciliosus</i>	0.463	1.273	0.926	1.620	N
<i>Phaethornis bourcierii</i>	0	0.231	0.926	1.215	N
<i>Phaethornis longuemareus</i>	0	0.926	0.463	1.447	N
<i>Phaethornis squalidus</i>	0	0.347	0	0.174	N
<i>Campylopterus largipennis</i>	0	0	0.463	0.810	N
<i>Florissuga mellivora</i>	0	0.058	0	0	N
<i>Thalurania furcata</i>	0	1.565	0.926	3.588	N
<i>Hylocharis saphirina</i>	0	0.174	0	0	N
<i>Heliothryx aurita</i>	0	0.116	0	0.116	N
TROGONIDAE					
<i>Trogon rufus</i>	1.389	0.752	0.463	0.231	IFBM
ALCEDINIDAE					
<i>Chloroceryle aenea</i>	0	0.116	0	0.058	PVI
MOMOTIDAE					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0	0	0	0.058	IF
<i>Momotus momota</i>	0	0	0	0.058	IF

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
GALBULIDAE					
<i>Galbula cyanicollis</i>	0	0.116	0.926	0.694	IA
<i>Jacamerops aurea</i>	0	0.058	0	0	IA
BUCCONIDAE					
<i>Bucco capensis</i>	0	0.116	0.463	0.116	IA
<i>Malacoptila rufa</i>	1.389	2.373	1.389	1.794	IA
<i>Monasa morphoeus</i>	0	0.347	0	0.174	IBM
RAMPHASTIDAE					
<i>Selenidera gouldi</i>	0.463	0	0	0	FI
PICIDAE					
<i>Picumnus aurifrons</i>	0	0	0.926	0	IA
<i>Celeus jumana</i>	0	0.058	0	0.116	IF
<i>Veniliornis affinis</i>	0.463	0	0	0.116	IBM
FURNARIIDAE					
<i>Xenops minutus</i>	4.167	2.025	1.852	2.373	IBM
<i>Phylidor erythrocerus</i>	0	0.116	0	0.116	IBM
<i>Phylidor ruficaudatus</i>	0.463	0.463	0.926	0.868	IBM
<i>Phylidor pyrrhodes</i>	0	0.058	0.463	0.231	IBM
<i>Automolus infuscatus</i>	1.389	1.389	5.556	2.373	IBM
<i>Automolus ochraemus</i>	0	0.058	0	0.521	IA
<i>Automolus rufipileatus</i>	0	0	0.463	0.058	IA

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
<i>Sclerurus mexicanus</i>	0	0.521	0	0.579	IT
<i>Sclerurus rufularis</i>	0.926	0.579	0.926	0.289	IT
<i>Sclerurus caudacutus</i>	0.463	0.058	0.926	1.678	IT
DENDROCOLAPTIDAE					
<i>Dendrocincla fuliginosa</i>	1.852	2.431	2.778	1.852	IA
<i>Dendrocincla merula</i>	3.704	5.382	14.815	8.218	SFC
<i>Deconychura longicauda</i>	0	0.116	0	0.463	IBM
<i>Deconychura stictolaema</i>	0	0.174	0.463	0.926	IBM
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	27.315	16.725	25	18.519	IBM
<i>Hylexetastes uniformis</i>	1.389	0.926	1.852	0.579	SFC
<i>Dendrocolaptes certhia</i>	1.389	1.273	0.463	0.463	SFC
<i>Dendrocolaptes picumnus</i>	0	0.752	0.463	0	SFC
<i>Xiphocolaptes promeropirhynchus</i>	0.463	0.174	0	0.058	IA
<i>Xiphorhynchus spixii</i>	0.463	0.984	1.389	3.009	IBM
<i>Xiphorhynchus guttatus</i>	0	0.521	0.463	0.289	IBM
<i>Campylorhamphus procurvoides</i>	0	0.174	0	0.058	IBM
THAMNOPHILIDAE					
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	0	0.579	0	0.174	
<i>Thamnophilus aethiops</i>	2.315	2.951	0.926	1.505	IBM
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	3.704	2.431	1.852	1.447	IBM
<i>Thamnomanes caesius</i>	10.185	5.556	7.870	4.919	IBM

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
<i>Myrmotherula hauxwelli</i>	1.852	0.116	0	0.694	IBM
<i>Myrmotherula leucophthalma</i>	3.241	2.720	4.630	4.514	IBM
<i>Myrmotherula ornata</i>	0	0.174	0.926	0.058	IBM
<i>Myrmotherula axillaris</i>	0.463	0.521	1.389	1.794	IBM
<i>Myrmotherula longipennis</i>	5.093	5.440	3.241	6.887	IBM
<i>Myrmotherula menetriessi</i>	0	0.521	0	0.752	IBM
<i>Cercomacra cinerascens</i>	0	0.058	0	0	IA
<i>Pyriglena leuconota</i>	0.463	2.604	0	0.116	SFC
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	2.778	3.125	2.315	0.926	IA
<i>Dichrozona cincta</i>	0.463	0.289	0	0.926	IT
<i>Hylophylax naevia</i>	6.481	0.810	5.556	1.852	IA
<i>Hylophylax punctulata</i>	0	0	0.926	0.752	IA
<i>Hylophylax poecilonota</i>	10.185	8.507	11.574	8.854	SFC
<i>Hypocnemis cantator</i>	0.463	2.315	0.926	1.099	IA
<i>Sclateria naevia</i>	0	0	0	0.810	IA
<i>Schistocichla leucostigma</i>	0	0	2.315	0.116	IA
<i>Myrmeciza hemimelaena</i>	0.463	2.431	0.926	0.636	IA
<i>Myrmornis torquata</i>	0.463	0.926	0.463	0.636	IT
<i>Rhegmatorhina gymnops</i>	5.093	3.472	6.944	3.993	SFC
<i>Phlegopsis nigromaculata</i>	4.630	6.424	6.018	3.183	SFC
FORMICARIIDAE					

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
<i>Formicarius analis</i>	0.463	0.926	0.463	0.116	IT
<i>Formicarius colma</i>	0.926	0.174	0.463	0.058	IT
<i>Myrmothera campanisoma</i>	0	0.058	0	0.116	IT
<i>Hylopezus macularius</i>	0	0	0.463	0.174	IT
CONOPOPHAGIDAE					
<i>Conopophaga aurita</i>	5.092	1.793981	4.630	1.620	IT
TYRANNIDAE					
<i>Mionectes oleagineus</i>	0.463	0.058	0	0.521	IF
<i>Mionectes macconnelli</i>	2.778	3.588	6.944	10.185	IF
<i>Corythopsis torquata</i>	0	0	0.926	0.810	IT
<i>Lophotriccus galeatus</i>	0	0.636574	0	0	IA
<i>Platyrinchus platyrhynchos</i>	2.315	1.331	1.852	1.505	IA
<i>Platyrinchus saturatus</i>	0	0.289	0	0.694	IA
<i>Platyrinchus coronatus</i>	0	0.289	6.018	3.935	IA
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0	0.116	0	0	IA
<i>Rhynchocyclus olivaceus</i>	0	0.174	0	0.289	IA
<i>Ramphotrigon ruficauda</i>	0	0.116	0	0.347	IA
<i>Onychorhynchus coronatus</i>	1.852	0.521	1.389	1.736	IA
<i>Myiobius barbatus</i>	2.778	0.636	2.778	2.720	IBM
<i>Terentotriccus erythrurus</i>	0	0.463	0	0.289	IA
<i>Attila spadiceus</i>	1.852	0.810	0.463	0.579	IA

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
<i>Rhytipterna simplex</i>	0	0.116	0.463	0	IA
<i>Pachyramphus marginatus</i>	0	0.116	0	0	IF
PIPRIDAE					
<i>Schiffornis turdinus</i>	1.852	0.579	3.704	2.373	IF
<i>Tyranneutes stolzmanni</i>	0	0.058	0	0	IF
<i>Manacus manacus</i>	0	0	0.926	0.347	FA
<i>Chiroxiphia pareola</i>	0	0	0.463	0.405	FA
<i>Pipra iris</i>	3.241	3.067	6.019	6.018	FA
<i>Pipra pipra</i>	0	0.174	0	0.058	FA
<i>Pipra rubrocapilla</i>	3.704	10.012	10.648	10.011	FA
COTINGIDAE					
<i>Phoenicircus carnifex</i>	0.926	0.058	1.852	0.058	FI
<i>Laniocera hypopyrrha</i>	0	0.174	0.926	0.347	IF
<i>Lipaugus vociferans</i>	0	0.405	0	0.174	FI
TROGLODITYDAE					
<i>Thryothorus coraya</i>	0	0.231	0.926	0.579	IA
<i>Thryothorus leucotis</i>	0	0	0	0.058	IA
<i>Cyphorhinus arada</i>	4.630	2.199	3.241	0.926	IT
<i>Microcerculus marginatus</i>	0.926	0.752315	0.926	0.116	IT
SYLVIIDAE					
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	0.463	0.347	0	0.174	IBM

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
TURDIDAE					
Catharus fuscescens	0	0.058	0	0	IF
Turdus albicollis	0.926	0.231	2.314815	3.877	FI
VIREONIDAE					
Hylophilus hypoxanthus	0	0	0	0.058	IA
Hylophilus ochraceiceps	0.463	0.231	1.389	0.289	IBM
EMBERIZIDAE					
PARULINAE					
Granatellus pelzelni	0	0	0	0.116	FI
Basileuterus rivularis	0	0	1.389	0.347	IA
THRAUPINAE					
Lanio versicolor	0.463	0.579	1.852	0.231	IBM
Tachyphonus cristatus	0	0.058	0	0.058	IFBM
Tachyphonus surinamus	0	0	0	0.926	IFBM
Habia rubica	0	0.231	1.851852	1.157	FI
Ramphocelus carbo	0	0.058	0	0.058	FI
EMBERIZINAE					
Oryzoborus angolensis	0	0.058	0	0	FI
Arremon taciturnus	0	3.298611	0	0.810	IF
CARDINALINAE					
Periporphyrus erythromelas	0	0.058	0	0	FA

Famílias e Espécies	Floresta Manejada		Floresta Controle		Guilda*
	Pré-exploração	Pós-exploração	Pré-Exploração	Pós-Exploração	
Pitylus grossus	0.926	0.289	0.463	0.116	FI
Saltator maximus	0	0.058	0	0.058	FI
Cyanocompsa cyanoides	0.463	1.5625	3.240741	0.868	FI
TOTAL	143.982	134.607	196.759	161.400	

\*Guilda: F = frugívoro; FI = frugívoro-insetívoro; IT = insetívoro terrícola; IA = insetívoro arborícola; IBM = insetívoro seguidor de bando misto; SFC = insetívoro seguidor de formiga de correição; IF = insetívoro-frugívoro; N = nectarívoro; PVI = pequenos vertebrados e insetos grandes.