

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

CAMILA CRISPIM DE OLIVEIRA RAMOS

Padrões de ocupação e grau de especialização das aves florestais:
aprofundando o conhecimento ecológico do grupo na região da
planície de inundação do alto rio Paraná

Maringá
2014

CAMILA CRISPIM DE OLIVEIRA RAMOS

Padrões de ocupação e grau de especialização das aves florestais:
aprofundando o conhecimento ecológico do grupo na região da
planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais
Área de concentração: Ciências Ambientais

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Maringá
2014

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

R175p Ramos, Camila Crispim de Oliveira, 1982-
Padrões de ocupação e grau de especialização das aves florestais : aprofundando o conhecimento ecológico do grupo na região da planície de inundação do alto rio Paraná / Camila Crispim de Oliveira Ramos. -- Maringá, 2014.
55 f. : il.

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2014.
Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos.

1. Avifauna - Metacomunidades - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Aves florestais - Espécies indicadoras - Grau de especialização - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -598.178209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

CAMILA CRISPIM DE OLIVEIRA RAMOS

Padrões de ocupação e grau de especialização das aves florestais:
aprofundando o conhecimento ecológico do grupo na região da
planície de inundação do alto rio Paraná

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina / UEM-PEA (Presidente)

Prof. Dr. Augusto João Piratelli
Universidade Federal de São Carlos (UFSCar)

Prof. Dr. Nadson Ressayé Simões
Universidade Federal do Sul da Bahia (UFSB)

Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Henrique Ortêncio Filho
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho ao meu pai, que embora aqui não mais esteja sempre foi uma fonte de inspiração e fortaleza.

AGRADECIMENTO(S)

Às muitas pessoas que me ajudaram a realizá-lo.

Em especial à minha FAMÍLIA, que é e sempre foi meu suporte, a qual me garantiu aconchego e segurança nos momentos mais difíceis, que não foram poucos neste período de doutoramento, mas que me mostraram que por vocês vale todo o sacrifício. Vocês são TUDO e o que mais importa no mundo.

Ao Bruno, meu grande e verdadeiro amor (incondicional amor), o melhor e mais compreensivo companheiro (da mamãe) nos delicados períodos da vida e da tese.

À minha mãe que, do seu jeito, sempre me apoiou e possibilitou a tranquilidade de viajar para disciplinas e compromissos deixando meu tesouro em boas mãos. Te amo!

Ao Prof. Dr. Luiz dos Anjos, pela orientação, ensinamentos e principalmente paciência.

Aos colegas do presente e do passado, com quem convivi intensamente ou esporadicamente no Laboratório e Ornitologia e Bioacústica da UEL, por partilharem dúvidas, soluções e anseios desta vida acadêmica.

Ao PEA, por propiciar convivência com excelentes pesquisadores tanto os da casa, quanto os diversos convidados de altíssima qualidade, que contribuíram na minha formação através de palestras, estágios, disciplinas e principalmente de proveitosas conversas informais em meio a isso tudo.

Ao Nupélia, pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização deste trabalho.

Ao CNPq, pela bolsa de estudos e pelo financiamento do projeto institucional PELD.

Aos membros da banca, por gentilmente aceitarem o convite e a responsabilidade de avaliar este trabalho.

Aos professores Luiz Carlos Gomes e Sybelle Bellay, pela paciência em me ajudar com as análises estatísticas e ouvir meus inúmeros questionamentos.

À Maria Salete pela atenção, profissionalismo e infindáveis conselhos, sempre disposta a ajudar e atenta aos sinais de pedidos de socorro, mesmo quando estes não foram verbalizados.

À Aldenir e a Jocemara por pacientemente responder as mesmas dúvidas burocráticas persistentes, sempre atendendo com humanidade e amizade.

Ao João e ao Paulo, pela ajuda na biblioteca e socorro com cabos e extensões respectivamente.

Aos professores de disciplinas que marcaram minha formação e experiência fora da UEM, em especial Pedro Jordano, Wesley Silva, Mauro Galetti, Marco Mello, Arthur Bispo e Marcus Cianciaruso.

Aos colegas de disciplinas em Maringá, Rio Claro e Goiânia por compartilharem dúvidas e aspirações... construindo verdadeiras e valiosas amizades num curto e atribulado espaço de tempo... vocês fazem parte dessa história!

Aos amigos queridos... Igor & Letícia & Théo, Talitha, Alessandra, Adriano, Bia, Natália, Thaís, Cristina & família, Viviane & Fábio, Gabriela, Larissa & família, Úrsula & Fábio, Diogo, Bruno, Fabrício, Ludmila, Vanessa Van, Vanessa e Núbia que me acolheram em suas casas em alguma etapa dessa saga entre Maringá, Minas Gerais, Londrina, Rio Claro e Goiânia.

Ao Rominho, por me salvar com dúvidas e com o cabo para o PC, ao Hugo por me escutar e ajudar no momento de profunda dúvida.

À Paty Gallo, pela amizade e companheirismo durante algumas fases pessoais bem difíceis.

À Cris, pelo apoio e incentivo quando nem eu acreditava mais.

Ao Diler, por cobrar e acreditar que tudo é possível, sempre carinhosamente puxando a orelha.

A Sáuria, por me acolher e ao Bruno em seu apartamento que depois virou meu.

Aos amigos das Minas Gerais, os antigos de anos e anos... Ju...Vivia... Maria e aos novos que me acompanham nas lutas diárias... Gi... Robson... Karine, por fazerem parte da minha história e dessa nova fase... do retorno ao lar.

À minha eterna mestra Úrsula, por continuar sendo fonte de inspiração, motivo de orgulho e espelho de fortaleza e retidão.

Aos meus irmãos Carlos e Cathi, por tudo que fizeram e fazem mesmo à distância.

Ao Wagner pelo companheirismo, atenção e bons momentos proporcionados nesse caminho.

Aos amigos do peito João, Márcia, Míriam, Pri, Karin, Greta, Adelina, Paty Tavares, Lu e Edson por sempre estarem ali... seja como for!

Às queridas pessoas que encontrei nos caminhos dos Congressos e Simpósios da vida, amigos caros que levo nas lembranças e no coração, os quais não me atrevo nomear, pois a lista é cada vez maior!

*“Nego-me a submeter-me ao medo
Que me tira a alegria de minha liberdade
Que não me deixa arriscar nada,
Que me torna pequeno e mesquinho,
Que me amarra,
Que não me deixa ser direto e franco,
Que me persegue,
Que ocupa negativamente a minha imaginação,
Que sempre pinta visões sombrias.
No entanto, não quero levantar barricadas por medo do medo.
Quero viver, não quero encarcerar-me.
Não quero ser amigável por ter medo de ser sincero.
Quero pisar firme porque estou seguro, não para encobrir meu medo.
E quando me calo, quero fazê-lo por amor,
não por temer as conseqüências de minhas palavras.
Não quero acreditar em algo só pelo medo de não acreditar.
Não quero filosofar por medo de que algo possa atingir-me de perto.
Não quero dobrar-me só porque tenho medo de não ser amável.
Não quero impor algo aos outros pelo medo
de que possam impor algo a mim;
Por medo de errar, não quero tornar-me inativo.
Não quero fugir de volta para o velho, para o inaceitável,
por medo de não me sentir seguro no novo.
Não quero fazer-me de importante porque tenho medo
de que senão poderia ser ignorado.
Por convicção e amor quero fazer o que faço
e deixar de fazer o que deixo de fazer.
Do medo quero arrancar o domínio e dá-lo ao Amor.
E quero crer no reino que existe em mim.”*

Rudolf Steiner

Padrões de ocupação e grau de especialização das aves florestais: aprofundando o conhecimento ecológico do grupo na região da planície de inundação do alto rio Paraná

RESUMO

A fragmentação florestal altera os padrões locais e regionais de biodiversidade através da perda de micro-habitats, isolamento do habitat e mudanças nos padrões de dispersão e migração. A relação de grupos com maior sensibilidade a fragmentação e o tamanho da área é inversamente proporcional. No entanto a preservação de grandes áreas contíguas é cada vez mais rara devido à crescente ocupação agropecuária. Alternativamente, deve ser incentivada a preservação de áreas menores e matas ripárias para atuarem como trampolins ou corredores de dispersão. Entender os padrões de ocupação das espécies de aves em regiões fragmentadas e qual a afinidade destas aos tipos de fragmentos pode trazer grandes avanços à área da conservação. Utilizando abordagem de metacomunidades e de espécies indicadoras, procurou-se descrever padrão de ocupação da avifauna em três tipos de fragmentos florestais da planície de inundação do alto rio Paraná e avaliar a qualidade dos mesmos. Estes fragmentos florestais, correspondem a fragmentos de grande porte (> 300 ha), fragmentos pequenos e matas ripárias. Descobriu-se que os tipos de fragmentos presentes na região apresentam composições particulares de espécies de aves florestais (Pseudo F = 19,51; $p < 0,001$). Porém, os fragmentos da mesma classe de tamanho diferem também entre as duas margens do rio Paraná. Dentro da perspectiva de metacomunidades, a distribuição aninhada foi um padrão geral. No entanto, espécies interior-preferentes exibiram padrão de distribuição Clementisiano. Espécies indicadoras de fragmentos ripários pertencem a um grupo de espécies com maior tolerância à degradação do habitat florestal. Somente massa corporal apresentou estreita relação com o grau de especialização ao habitat. Através desses resultados podemos inferir que a afinidade das espécies ao habitat e a limitação de dispersão entre os tipos de fragmentos é fator preponderante para a manutenção do padrão da metacomunidade de aves. Cada tipo de fragmento florestal, por sua composição específica da avifauna, tem papel essencial na paisagem fragmentada. Especial atenção deve ser dada as espécies de aves florestais interior-preferentes e de grande porte em futuras ações de conservação, pois apresentam elevado grau de especialização ao habitat e por isso tem maior risco de extinção local.

Palavras-chave: Avifauna. Metacomunidade. Habitat florestal. Espécies Indicadoras. Grau de especialização.

Patterns of occupation and degree of specialization of forest birds: deepening the ecological knowledge of the group in the region of the upper Paraná River floodplain

ABSTRACT

Forest fragmentation changes regional and local biodiversity patterns through loss of micro-habitat, isolation of habitat and changes in the dispersion and migration patterns. The relationship of these groups with greater sensitivity to fragmentation and the size of the area are inversely proportional. However the maintenance of large contiguous areas is increasingly rare due to the growing cattle farming.. Alternatively the preservation of smaller areas and riparian forests to act as stepping stones or dispersal corridors should be encouraged. Understand the occupation patterns of bird species in fragmented regions and how the affinity of these types of fragments can provide great advances in conservation. Using metacommunities and indicator species approach, we attempted to describe occupation patterns of avifauna in three types of forest fragments in the Upper Paraná River floodplain and assess their quality. These forest fragments correspond to large fragments (> 300 ha), small fragments and riparian forests. It was found that the types of fragments in the region have particular compositions of forest bird species (Pseudo $F = 19,51$; $p < 0,001$). However the fragments of the same size class also differ between the two banks of the Paraná River. Within the perspective of metacommunities, the nested distribution was a general pattern. However, interior-preferential species exhibited pattern of distribution Clementsian. Indicator species of riparian fragments belong to a group of species with greater tolerance to the degradation of forest habitat. Only body mass showed a close relationship with the degree of habitat specialization. Through these results we can conclude that the species habitat affinity and limited dispersal between the types of fragments are predominant for maintaining the pattern of bird metacommunity. Each type of forest fragment, by its specific bird composition, plays an essential role in the fragmented landscape. Particular attention should be forest bird species interior-preferential and large species in future conservation actions, because they present highly habitat specialization and therefore have a greater risk of local extinction.

Keywords: Avifauna. Metacommunity. Forest habitat. Indicator species. Degree of specialization.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Localização da área de estudo, com indicação de cada local dentre os tipos de fragmentos amostrados na região do Alto rio Paraná, divisa entre os Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná, Brasil. Onde: MR = matas ripárias; FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense; FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense; FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense e FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense.....18
- Figura 2 Representação da abordagem hierárquica baseada na análise de elementos da estrutura da metacomunidade que resultam em seis padrões de distribuição idealizados por Leibold & Mikkelsen (2002). Figura adaptada de Henriques-Silva *et al.* (2013).....21
- Figura 3 Duas dimensões da ordenação por escalonamento multidimensional não métrico, utilizando a distância de Bray-Curtis, da composição de espécies de aves em diferentes tipos de fragmentos. Onde: MR = matas ripárias; FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense; FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense; FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense e FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense.....25
- Figura 4 Representação gráfica da Análise de variância (ANOVA) onde a variável resposta ranking de especialização, baseada nos valores de IV das espécies foi testada frente às variáveis explanatórias de características ecológicas das espécies, uso do habitat (A) e hábito alimentar (B) como variáveis preditoras. Onde: OM = omnívoro, FR = frugívoro, IN = insetívoro, CA = carnívoro, NE = nectarívoro.....29
- Figura 5 Representação gráfica da Análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis), onde a variável resposta massa corporal média, calculada a partir da base de dados de Dunning (2008) foi testada frente à variável explanatória grau de especialização ao habitat, como preditora.....30

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 Resultados obtidos a partir da análise dos elementos da estrutura da metacomunidade propostos por Leibold & Mikkelsen (2002).....24
- Tabela 2 Comparações pareadas dos diferentes tipos de fragmentos mostrando os valores de p e valores de t para cada comparação executada. Onde: MR = matas ripárias; FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense; FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense; FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense e FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense.....25
- Tabela 3 Valor Indicador (IV) de cada espécie (percentagem de perfeita indicação baseada nos valores combinados de abundância relativa e frequência relativa) e teste de significância de Monte Carlo para os máximos valores de indicação observados. Considerando as aves florestais com 12 ou mais contatos em três tipos de fragmentos na planície de inundação do alto rio Paraná entre 2006 e 2008. Grau de especialização nos fragmentos, nos quais os valores de IV foram transformados em categorias segundo os quartis principais. Onde: alto = espécie com perfeita indicação entre 70 e 100%; médio = espécie com perfeita indicação entre 50 e 69% e baixo = espécie com perfeita indicação menor que 49%.....26

Tese elaborada e formatada conforme as normas da publicação científica *Austral Ecology*. Disponível em: <[http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/1/\(ISSN\)1442-9993/homepage/ForAuthors.html](http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/1/(ISSN)1442-9993/homepage/ForAuthors.html)>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1	ÁREA DE ESTUDO	16
2.2	MÉTODO DE CAMPO	18
2.3	PROCEDIMENTOS PARA ANÁLISE	18
2.3.1	CLASSIFICAÇÃO DAS AVES	18
2.3.2	AGRUPAMENTO DOS LOCAIS	19
2.4	PROCEDIMENTO ESTATÍSTICO	19
3	RESULTADOS	23
4	DISCUSSÃO	30
	REFERÊNCIAS	35
	APÊNDICES	45

1 INTRODUÇÃO

O desmatamento e a degradação de habitats em regiões tropicais representam grandes ameaças à biodiversidade global (Laurance & Bierregaard 1997), porque reduz a quantidade de habitat disponível para as espécies florestais na medida em que a matriz de floresta original é substituída por habitats criados e mantidos pela atividade antrópica (Forman 1995; Pütz *et al.* 2011). Conhecer a dinâmica das comunidades locais em diferentes habitats florestais fragmentados mostra como elas são afetadas pelo desmatamento, fragmentação e degradação e resulta na possibilidade de gestão apropriada dos ecossistemas (Watson *et al.* 2004).

Na região da planície de inundação do alto rio Paraná toda a paisagem, antes dominada por floresta contínua, atualmente apresenta fragmentos de diferentes tamanhos e fragmentos ripários acompanhando o rio Paraná e seus afluentes (Campos & Souza 1997). A região apresenta cerca de 379 espécies de aves com espécies típicas da Floresta Atlântica e do Cerrado (Gimenes *et al.* 2007; Mendonça *et al.* 2009; Ramos & Anjos 2014). Recentemente foram descritas as características biogeográficas e ecológicas das espécies potencialmente extintas no local e postulou-se que endemismo, proximidade das espécies de seus limites de distribuição geográfica, baixa tolerância a habitats alterados e especificidade de habitat podem estar associados à perda de espécies na região (Mendonça *et al.* 2009). Muitos pesquisadores salientam a importância de áreas núcleo ou da floresta de interior para a sobrevivência de diversas populações de aves (Fraser & Stutchbury 2004). Recentemente avaliando esta necessidade das espécies, frente ao tamanho do fragmento e a penetração dos efeitos de borda Anjos *et al.* (2011) postularam que fragmentos com tamanho inferior a 300 ha não tem um núcleo estruturado e portanto são considerados pequenos para a manutenção de espécies estritamente florestais.

De acordo com conceito de metacomunidades como um conjunto de comunidades locais ligadas por dispersão de espécies interagindo entre si (Leibold *et al.* 2004) e as estruturas particulares de metacomunidades definidas por Leibold & Mikkelsen (2002) e Presley *et al.* (2010) pode-se tentar elucidar o padrão de ocupação dos fragmentos pelas aves florestais da planície de inundação do alto rio Paraná, uma vez que cada padrão definido traz consigo características de ocupação próprias. Dentre os seis possíveis padrões de distribuição propostos (co-ocorrência, randômico, aninhado, uniformemente espaçado, Gleasoniano e Clementsiano) (Leibold & Mikkelsen 2002).

Se ocorrerem pares de espécies mutuamente exclusivos independentemente uns dos outros, de forma que o número de ausências embutidas é maior que o esperado ao acaso, então temos um padrão de co-ocorrência (ou tabuleiro de xadrez) na estrutura da metacomunidade (Leibold & Mikkelson 2002). Se as espécies tem padrão de distribuição completamente aleatório, ou seja, com número de ausências incorporado na metacomunidade não diferente do esperado ao acaso, o padrão resultante para a estrutura da metacomunidade é randômico (Leibold & Mikkelson 2002). Se as espécies de local com menor diversidade representarem subconjuntos das espécies de locais com maior diversidade, de forma que o número de ausências embutidas e substituição de espécies entre os locais são menores que o esperado ao acaso, então o padrão verificado na estrutura da metacomunidade é o aninhado (Leibold & Mikkelson 2002). Se a metacomunidade for composta por espécies que competem ao longo de um gradiente ambiental, cujas distribuições forem dirigidas por suas capacidades de explorarem recursos alternativos, ou seja, com menos ausências embutidas que o esperado ao acaso, mas substituição de espécies é aleatória ou maior que a esperada ao acaso, com limites hiperdispersos, fica evidenciado o padrão uniformemente espaçado (Leibold & Mikkelson 2002). Se a metacomunidade é composta por comunidades bióticas discretas que mostram respostas semelhantes aos gradientes ambientais e se substituem umas as outras no espaço, ou seja, além de poucas ausências embutidas, substituição aleatória ou maior que o acaso, onde os limites das mesmas são agregados, então o padrão Clementsiano é evidenciado (Leibold & Mikkelson 2002). Por fim se a metacomunidade é formada por espécies com respostas particulares a fatores abióticos, e como consequência, as comunidades mudam gradativamente em sua composição de espécies ao longo do espaço, ou seja, com as mesmas características para ausências e substituição de espécies, mas com limites aleatórios para as mesmas, temos um padrão Gleasoniano (Leibold & Mikkelson 2002).

As aves têm sido frequentemente utilizadas como bioindicadores devido a características particulares, como boa resolução taxonômica e sistemática (Bierregaard & Stouffer 1997), fácil quantificação em campo (Turner 1996), um grande número de espécies ocupando altos níveis da cadeia trófica (Bierregaard 1990) e sensibilidade à perda e fragmentação de habitat (Turner 1996; Anjos 2006). Geralmente, apenas espécies que estão associadas a boas condições ambientais são utilizadas como indicadoras, porém, também é possível associar espécies generalistas aos ambientes perturbados, possibilitando a avaliação do grau de perturbação do ambiente (Carignan & Villard 2002). A identificação de espécies indicadoras é comumente feita em estudos de monitoramento da fauna, estudos ecológicos e biogeográficos (Dufrene & Legendre 1997), pois geralmente, refletem o estado do ambiente,

predizendo a diversidade de outros táxons e comunidades (McGeoch 1998). Espécies especialistas são indicadores potencialmente melhores do que espécies generalistas, devido à maior previsibilidade de sua resposta a mudanças ambientais (De Cáceres & Legendre 2009).

Neste estudo procurou-se investigar a forma como os processos associados com a fragmentação florestal, e a consequente perda de habitat afeta a comunidade de aves florestais da região, nos fragmentos grandes (> 300 ha), nos fragmentos pequenos e nos fragmentos ripários. Além de tamanho da área e distância para o fragmento mais próximo, outros aspectos são importantes para explicar as mudanças em áreas fragmentadas, dentre eles citam-se: a forma do fragmento, o efeito de borda e o tipo de matriz que envolve o fragmento. Segundo Fahrig (2003), a perda de hábitat possui forte efeito negativo sobre a biodiversidade, enquanto o isolamento possui um efeito menos intenso, que pode ser negativo ou positivo. Dependendo do tipo de ambiente impactado, o surgimento do efeito de borda também pode ser um importante fator no processo (Ewers & Didham 2006).

O delineamento utilizado permitiu incluir fragmentos florestais de diferentes tipos, inseridos em matriz com diferentes graus de conectividade pode levar a resultados consistentes sobre a distribuição da avifauna regional. As comunidades de aves que existem nestes fragmentos são de especial interesse, pois tem sua distribuição possivelmente limitada entre as margens pela presença do rio Paraná e dentro da margem paranaense devido a matriz agropecuária.

O primeiro objetivo foi avaliar dentro da perspectiva de metacomunidades, como varia a composição de aves entre os três tipos de fragmentos: fragmentos grandes, fragmentos pequenos e fragmentos ripários. Paralelamente irá se investigar se há diferença entre os fragmentos grandes e pequenos da margem direita versus os da margem esquerda.

O segundo objetivo foi verificar a distribuição não aleatória das espécies de aves nos três tipos de fragmento. Assim, pretende-se detectar quais espécies são mais relacionados a cada local (espécies indicadoras), investigando o seu potencial como bioindicadores de qualidade do fragmento.

O terceiro objetivo foi avaliar como a degradação do habitat afeta comunidades de aves florestais e determinar quais espécies de aves foram afetadas pela criação de bordas de florestas e degradação do habitat e, conseqüentemente, determinar o potencial de fragmentos mais estruturados para a conservação das aves. Para tanto foram sugeridas as seguintes predições:

1. Cada tipo de fragmento estudado apresentará composição particular de espécies, visto que a estruturação da metacomunidade de aves na região deve apresentar um padrão aninhado.

2. Espécies de aves dependentes de floresta que ocupam preferencialmente fragmentos lineares estreitos, como os fragmentos ripários preferem às bordas da floresta e são tolerantes à degradação do habitat florestal;

3. a) Guildas alimentares específicas podem ser mais especializadas no uso dos fragmentos (por exemplo, frugívoros e nectarívoros), enquanto outras (por exemplo, insetívoros e omnívoros) não; b) Espécies interior-dependentes, e espécies de solo apresentam altos níveis de especialização ao tipo de fragmento; c) Espécies de grande porte toleram a fragmentação florestal devido a maior capacidade de voo e deslocamento na paisagem, sendo desta forma menos especializadas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi desenvolvido na planície de inundação do alto rio Paraná, divisa entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. A região em questão foi designada pelo Governo Federal como Área de Proteção Ambiental (APA) das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, que compreende áreas nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. A região da foz do Rio Ivinhema – um importante tributário do rio Paraná em sua margem sul-mato-grossense –, também incluída na APA, pertence ainda ao Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema. Desde 1999, a região tem sido estudada no âmbito do Programa de Ecológico de Longa Duração (PELD-site 6; Agostinho *et al.* 2002, 2004).

Devido a sua posição geográfica a região está no limite oeste da distribuição da Floresta Atlântica no Brasil, em uma área de transição com o Cerrado, na divisa entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul (Souza *et al.* 2004). A diversidade de habitats na região é alta, com fisionomias florestais e semiabertas formando mosaicos complexos de floresta estacional semidecídua com o rio Paraná formando uma barreira geográfica entre as formações de ambas as margens. Na margem direita do rio Paraná (estado do Mato Grosso do Sul) a floresta tem característica mais aluvial, com a presença de uma extensa planície de inundação, e também elementos típicos do Brasil Central, como os buritizais; na margem esquerda do rio Paraná (estado do Paraná), em que o barranco do rio pode alcançar vários

metros de altura, a floresta tem característica mais sub-montana (Maack 2002; Campos & Souza 1997; Agostinho *et al.* 2004; Souza *et al.* 2004).

Os fragmentos estudados que se localizam a esquerda do rio Paraná, estão a uma altitude de aproximadamente 260 m . Os fragmentos grandes da RPPN da Fazenda Santa Francisca (22°52'50" S e 53°26'54" W; 536 ha) e da Fazenda Bello (22°55'53" S e 53°27'18" W; 551 ha), estão localizados no município de Querência do Norte. Esses fragmentos distam cerca de 2.400 m entre si e estão conectados por meio de corredor florestal estreito (uma mata ripária) interrompido em alguns trechos. O fragmento da Fazenda Santa Francisca está ligado a outros fragmentos próximos (tanto na sua região sul quanto na região oeste) por corredores florestais. Ao sul deste fragmento há presença de lagoas e uma área com vegetação mais esparsa onde existem várias nascentes, cujos cursos d'água se unem formando um ribeirão que flui ao longo do limite oeste do fragmento. O fragmento da Fazenda Bello está ligado à mata do rio Paraná por um corredor florestal na sua porção leste, porém possui em seu interior uma estrada de largura considerável, que divide o fragmento ao meio (Edson Varga Lopes, com. Pess.) (Fig. 1).

Os dois fragmentos pequenos da margem esquerda estão localizados na Fazenda Divina Pastora (22°52'44" S e 53°20'04" W; 115 ha) e (22°51'31" S e 53°20'07" W; 102 ha), na zona rural do município de Porto Rico. Estes fragmentos têm tamanho similar, distam cerca de 700 m um do outro e estão interligados por uma mata ripária com interrupções em alguns trechos. Além disso, outra mata ripária esparsa conecta o menor deles a mata ripária do rio Paraná (Edson Varga Lopes, com. Pess.) (Fig. 1).

As matas ripárias margeiam o córrego Caracu (22°45'55" S e 53°15'30" W; 4,5 ha), e o ribeirão São Pedro (22°44'58" S e 53°13'24" W; 11 ha). Ambas as matas estão ligadas à mata ripária do rio Paraná e foram bastante exploradas e degradadas devido a atividades agropecuárias e a urbanização, no entanto, na última década foram cercadas e deixadas para recuperação natural (Fig. 1).

Na margem direita do rio Paraná, margem sul-mato-grossense, o terreno é, de forma geral, mais baixo (230 a 240m de altitude), de modo que existe uma extensa planície alagável (230 Km de extensão); a vegetação está, portanto, sob maior influência do regime de cheias do rio (Souza-Filho & Stevaux 1997, Campos & Souza 1997, Agostinho *et al.* 2002). Os fragmentos estudados que se localizam na margem direita do rio Paraná, portanto no estado do Mato Grosso do Sul, foram: dois fragmentos grandes a cerca de 20Km da margem do rio Paraná, ambos na Fazenda Bandeirantes (22°45'55" S e 53°15'30" W; 417 ha) e (22°44'58" S e 53°13'24" W; 729 ha); e dois fragmentos pequenos, localizados a cerca de

5Km do rio Paraná um na localidade Jacu ($22^{\circ}44'58''$ S e $53^{\circ}13'24''$ W; 72 ha) e outro na localidade Raimundo ($22^{\circ}44'58''$ S e $53^{\circ}13'24''$ W; 174 ha) (Edson Varga Lopes, com. pess.) (Fig. 1).

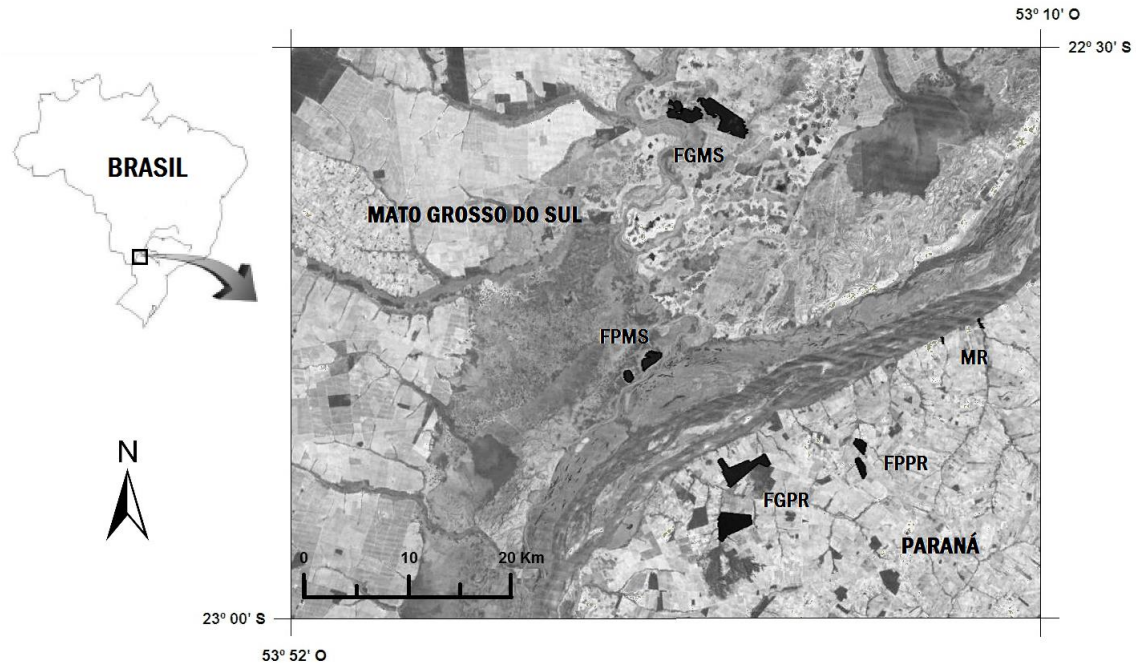


Figura 1. Localização da área de estudo, com indicação de cada local dentro dos tipos de fragmentos amostrados na região do Alto rio Paraná, divisa entre os Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná, Brasil. Onde: MR = matas ripárias; FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense; FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense; FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense e FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense.

O clima da região, de acordo com o sistema de Köppen-Geiger, é do tipo Cfa (clima subtropical úmido mesotérmico) com temperatura média anual de 22°C (média no verão de 26°C e no inverno de 19°C) e precipitação média anual de 1500 mm. Porém, em alguns anos pode apresentar o clima Cwa (clima tropical de altitude) que apresenta pluviosidade típica dos regimes tropicais, com invernos secos (Maack 2002). A área está inserida na região fito ecológica da floresta estacional semidecidual (limite oeste da Mata Atlântica), formação esta, regionalmente reduzida a 1% do tamanho original. Atualmente a floresta estacional semidecidual dessa região se constitui principalmente por pequenos e esparsos fragmentos remanescentes, principalmente compostos por matas ripárias que acompanham o rio Paraná e seus tributários (Campos & Souza 1997).

2.2 MÉTODO DE CAMPO

Os dados sobre a avifauna foram obtidos pelo método de amostragem por pontos, que consiste no registro de contatos com as aves em pontos durante um período de tempo

padrão e pré-determinado (Blondel et al. 1970; Vielliard & Silva 1990; Anjos et al. 2008). Um contato é definido como um registro visual ou auditivo de um indivíduo ou bando de aves de uma dada espécie. Em cada remanescente, seis pontos foram distribuídos ao longo de uma transecção de 1.000 m de comprimento, respeitando uma distância mínima de 50 m a partir da borda do remanescente. A distância entre pontos foi de 200 m, seguindo um procedimento padrão e o tempo de permanência em cada ponto foi de 15 minutos, com tempo igual de deslocamento entre dois pontos. Seis dias de amostragem (distribuídos em três visitas) foram conduzidos em cada remanescente. O trabalho de campo foi realizado durante a estação úmida (primavera/verão), sempre no período da manhã, iniciando com as primeiras vocalizações das aves e terminando três horas depois. As amostragens foram realizadas entre 2006 e 2008.

2.3 PROCEDIMENTOS PARA ANÁLISE

2.3.1 CLASSIFICAÇÃO DAS AVES

Foram consideradas para as análises as espécies dependentes, em algum grau, dos habitats florestais da região, segundo Parker III *et al.* (1996). As aves registradas foram classificadas segundo as seguintes características ecológicas: i) uso do habitat; ii) hábito alimentar e iii) tamanho do corpo. *Uso do habitat*: as espécies registradas nas áreas de estudo tiveram esse parâmetro definido com base nos dados de abundância relativa (IPA x 100) das mesmas em cada tipo de fragmento amostrado comparadas em testes G, conforme Aleixo (1999) (Apêndice 1). Desta forma espécies ocorrentes apenas em fragmentos grandes ou com abundância significativamente maior nessas áreas foram consideradas “interior-preferentes”; espécies que ocorreram exclusivamente ou com maior abundância em fragmentos pequenos, ou ainda indiferentemente em fragmentos grandes e pequenos foram consideradas “tolerantes à borda”; espécies que ocorreram exclusivamente ou com maior abundância nas matas ripárias foram consideradas “borda-preferentes”; e espécies que ocorreram indiferentemente em todos os tipos de fragmentos foram consideradas “generalistas”. *Hábito alimentar*: as espécies registradas foram distribuídas em cinco grupos ecológicos distintos baseados nos seus hábitos alimentares, (nectarívoros, frugívoros, insetívoros, omnívoros e carnívoros) segundo Anjos & Schuchmann (1997), com adaptações de acordo com a descrição de alimentar constante em del Hoyo *et al.* (2013). *Tamanho do corpo*: a massa corporal das espécies foi consultada na literatura, usando a média da massa corporal entre machos e fêmeas a partir dos valores descritos na base de dados de Dunning (2008).

2.3.2 AGRUPAMENTO DOS LOCAIS

Os dez fragmentos amostrados foram reunidos por tipos para a realização das análises, de forma que os dois locais de cada tipo amostrados foram considerados réplicas. Assim obtemos os seguintes grupos de réplicas nas análises: matas ripárias (MR), fragmentos grandes na margem paranaense (FGPR), fragmentos pequenos na margem paranaense (FPPR), fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense (FPMS) e fragmentos grandes na margem sul mato-grossense (FGMS).

2.4 PROCEDIMENTO ESTATÍSTICO

Para indicar o padrão de distribuição de espécies em que as aves florestais podem ser melhor representadas (co-ocorrência, randômico, aninhamento, gradientes uniformemente espaçados, Clementsianos ou Gleasonianos), analisamos os elementos de estrutura de metacomunidades (EMS) denominados coerência (*coherence*), substituição (*turnover*) e limites agregados (*boundary clumping*), com base no proposto por Leibold & Mikkelsen (2002) e Presley *et al.* (2010). A partir de uma matriz de incidência de aves florestais os dados foram estruturados de maneira a formar um gradiente biológico, e os elementos avaliados de forma hierárquica (Fig. 2). Se a coerência for significativamente negativa, há mais ausências embutidas do que esperado ao acaso (co-ocorrência); se for não significativa, o padrão encontrado não é diferente do aleatório (distribuição randômica) e, se significativamente positivo, os demais elementos são analisados a seguir. Se o *turnover* for significativamente negativo, há um indício de um padrão aninhado entre as espécies. Se for positivo ou não significativo, analisamos se os limites da distribuição de espécies são agregados (*boundary clumping*). Para isso, avaliamos o índice de Morisita que, se menor que um, indica um padrão uniformemente espaçado; se maior que um, há um indicativo de ser uma distribuição Clementsiana e, se não for significativo, distribuição Gleasoniana. A análise foi realizada pelo pacote *metacom* do programa R com auxílio do manual disponível em: <http://cran.r-project.org/web/packages/metacom/metacom.pdf>.

A análise acima descrita foi aplicada primeiramente para a matriz com todas as espécies da região. Em seguida foi aplicada separadamente, primeiro para as espécies interior-preferentes e segundo para o grupo de espécies formado pelas generalistas, borda-preferentes e tolerantes a borda.

não tem limitações quanto ao tipo de distribuição destes (Clarke 1993). As diferenças entre os grupos formados foram determinadas através de uma análise complementar de variância permutacional PERMANOVA (Anderson 2001).

Para determinar o tipo de uso de hábitat descrito no procedimento para análise, os dados de abundância relativa das espécies foram testados entre si através do teste G, com nível de significância $\alpha = 0,01$ (Apêndice 1). A abundância relativa das espécies é constituída pela média harmônica dos IPA x 100 para cada tipo de fragmento (Aleixo 1999).

Buscando-se identificar espécies associadas a um determinado tipo de fragmento florestal, utilizou-se a análise de espécies indicadoras (Dufrêne & Legendre 1997), que gera um valor de indicador “*indicator value*” (IV) para cada espécie, considerando a abundância de cada espécie. Este método se constitui numa ferramenta útil para identificar espécies que caracterizam determinados grupos de amostras. Neste estudo, as espécies indicadoras foram definidas como aquelas mais características de cada área amostrada, sendo encontradas unicamente ou principalmente em um dado tipo de fragmento florestal e estando presentes na maioria das amostras pertencentes a este. O valor de indicador é máximo (100) quando todos os registros de uma dada espécie ocorrem em um único tipo de fragmento (alta especificidade) e quando a espécie ocorre em todas as amostragens daquele tipo de fragmento (alta fidelidade). A significância estatística dos IV é avaliada com testes de Monte Carlo, onde os valores observados são comparados com valores obtidos por permutações aleatórias ($N = 1000$). Foram consideradas na interpretação da análise apenas espécies com detecção igual ou superior a 12 indivíduos em pelo menos um tipo de fragmento (o que corresponde a 10% do maior número de detecções verificado para uma mesma espécie num tipo de fragmento). Além disso, apenas espécies com valores de IV superior a 30 e nível de significância de menor que 0,05 foram consideradas associadas a algum tipo de fragmento (Piratelli *et al.* 2008).

Os valores de IV da análise de espécies indicadoras serviram como base para construir o ranking de espécies especialistas/menos especialistas na utilização dos fragmentos florestais. Apenas as espécies com 12 ou mais contatos em pelo menos um tipo de fragmento participaram desse ranking, para controlar o efeito das espécies raras na análise. O grau de especialização das aves foi determinado utilizando-se a divisão em percentis. As espécies que foram selecionadas e possuem valores de IV mais altos (entre 70 e 100% de perfeita indicação) foram consideradas altas, aquelas com IV moderado (entre 50 e 69% de perfeita indicação) foram consideradas médias e aquelas com valores de IV baixos (menores que 49% de perfeita indicação) foram consideradas baixas. A fim de associar os principais padrões das

espécies associadas aos fragmentos, o ranking com os valores de IV (variável contínua) foi utilizado como variável resposta em análises de variância (ANOVA), onde as características (variáveis categóricas) de uso do habitat, hábito alimentar e estrato de forrageio foram as variáveis preditoras.




Da mesma forma a massa corporal (variável contínua) foi utilizada como variável resposta na análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis), onde o grau de especialização (variável categórica) foi a variável preditora.

3 RESULTADOS

Foram detectadas 141 espécies de aves florestais pertencentes a 36 famílias, das quais 43% são não-Passeriformes e 57% Passeriformes. As famílias mais bem representadas foram Tyrannidae (n = 24) e Thaupidae (n = 13) (Apêndice 1). Os fragmentos com maior riqueza foram os pequenos da margem sul mato-grossense (n = 89), seguidos dos grandes da margem paranaense (n = 80), das matas ripárias (n = 77), dos grandes na margem sul mato-grossense (n = 68) e por fim os pequenos da margem paranaense (n = 61).

Em relação ao padrão de distribuição da metacomunidade de aves florestais da região, a análise evidenciou de forma geral coerência positiva e significativa, e, por conseguinte, foi analisado o *turnover*, que foi negativo e significativo, o que indica um padrão aninhado de distribuição das espécies (Tab. 1). Particionando a comunidade e analisando separadamente o grupo de espécies interior-preferentes e o grupo formado pelas demais espécies obtivemos o seguinte quadro. As aves florestais interior-preferentes, assim como o padrão geral apresentaram coerência positiva e significativa. O mesmo resultado foi obtido para o grupo com as demais aves. No entanto quando se analisou o *turnover*, este não foi significativo o grupo de interior-preferentes, dessa forma procedendo a análise dos limites agregados onde o índice de Morisita foi significativo e maior que 1, obteve-se um padrão de distribuição de espécies que mais se assemelha ao Clementsiano (Tab. 1). Para as demais espécies o *turnover* foi negativo e significativo, numa distribuição aninhada assim como o padrão geral (Tab. 1).

Tabela 1. Resultados obtidos a partir da análise dos elementos da estrutura da metacomunidade propostos por Leibold & Mikkelsen (2002).

	Avifauna geral	Interior-preferentes	Outros grupos
<i>Coherence</i>			
Ausências embutidas	3828	350	3263
Z	8.75	4.17	8.15
P	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
Sim.meam	5227.73	656.67	4267.02
Sim.sd	159.85	73.37	123.09
Método	r1	r1	r1
<i>Turnover</i>			
Substituições	371275	13180	243938
Z	-5.79	1.14	-6.92
P	< 0,0001	0.2519	< 0,0001
Sim.meam	125929.22	24611.21	74928.43
Sim.sd	42399.96	9978.31	24425.75
Método	r1	r1	r1
<i>Boundary Clumping</i>			
Índice de Morisita	-	4.71	-
P	-	< 0,0001	-
GL	-	27	-
Padrão de distribuição			
	Aninhado	Clementsiano	Aninhado

Sim.mean= média das simulações; sim.sd= desvio-padrão das simulações; G.L.= graus de liberdade.

Os tipos de fragmentos florestais amostrados na região apresentam uma composição de espécies particular. A ordenação das abundâncias em cada dia de amostragem pela NMDS evidenciou que cada grupo de amostras num mesmo tipo de fragmento forma conjuntos espacialmente separados (Fig. 3). O stress verificado nesta análise foi de 0,1306; donde se conclui que a ordenação corresponde a uma boa representação dos dados. Complementarmente a análise de variância permutacional (PERMANOVA) levou a conclusão que existe diferença na composição e abundância de espécies entre os tipos de fragmentos amostrados (Pseudo F = 19,51; $p < 0,001$). Comparações pareadas entre as cinco classes de fragmentos florestais levaram a concluir que cada classe de fragmento difere significativamente de qualquer outra (Tab. 2).

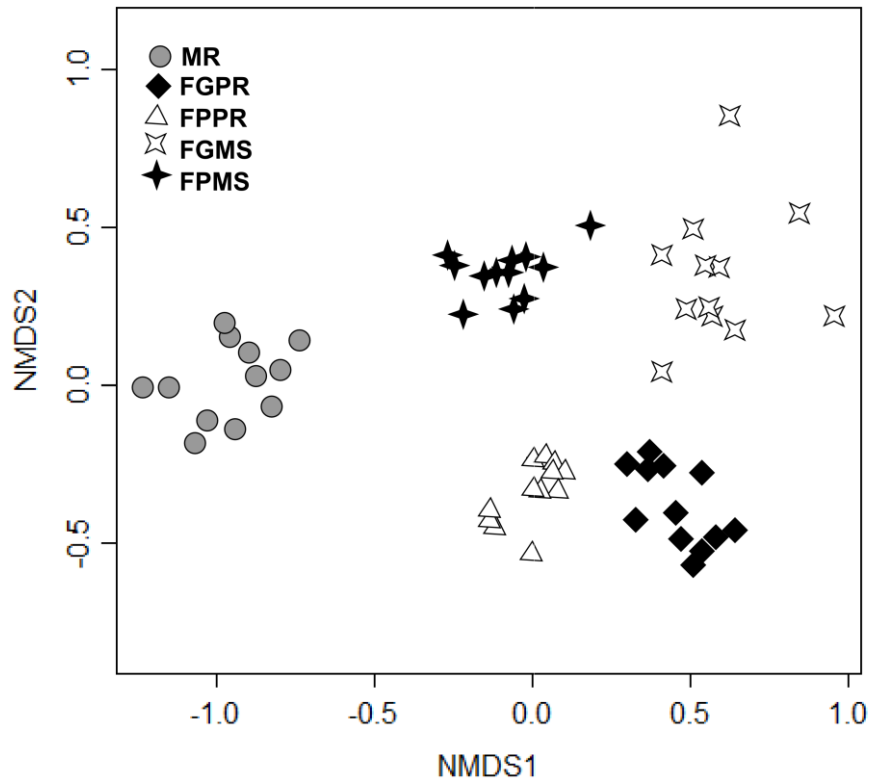


Figura 3. Duas dimensões da ordenação por escalonamento multidimensional não métrico, utilizando a distância de Bray-Curtis, da composição de espécies de aves em diferentes tipos de fragmentos. Onde: MR = matas ripárias; FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense; FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense; FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense e FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense.

Tabela 2. Comparações pareadas dos diferentes tipos de fragmentos mostrando os valores de p e valores de t para cada comparação executada. Onde: MR = matas ripárias; FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense; FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense; FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense e FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense.

		Valores de p				
		MR	FGPR	FPPR	FPMS	FGMS
Valores de t	MR		< 0,001*	< 0,001*	< 0,001*	< 0,001*
	FGPR	5.9127		< 0,001*	< 0,001*	< 0,001*
	FPPR	5.4043	3.1323		< 0,001*	< 0,001*
	FPMS	4.7578	4.2696	4.0623		< 0,001*
	FGMS	5.5661	3.2809	3.9917	3.1778	

* denota diferença significativa entre os tipos de fragmentos ($\alpha = 0,05$).

Das 141 espécies florestais que compõem a avifauna amostrada apenas 79 espécies apresentaram pelo menos 12 contatos em pelo menos um tipo de fragmento. Essas espécies tiveram seus índices de indicação avaliados frente aos tipos de fragmentos florestais. As matas ripárias se sobrepuseram aos demais tipos de fragmentos com 26 espécies a elas associadas, os fragmentos grandes na margem paranaense 15 espécies, os fragmentos de pequeno porte da margem paranaense sete espécies, os fragmentos de pequeno porte da margem sul mato-grossense oito espécies e os fragmentos grandes da margem sul mato-grossense seis espécies (Tab. 3).

Tabela 3. Valor Indicador (IV) de cada espécie (percentagem de perfeita indicação baseada nos valores combinados de abundância relativa e frequência relativa) e teste de significância de Monte Carlo para os máximos valores de indicação observados. Considerando as aves florestais com 12 ou mais contatos em três tipos de fragmentos na planície de inundação do alto rio Paraná entre 2006 e 2008. Grau de especialização nos fragmentos, nos quais os valores de IV foram transformados em categorias segundo os percentis principais. Onde: alto = espécie com perfeita indicação entre 70 e 100%; média = espécie com perfeita indicação entre 50 e 69% e baixa = espécie com perfeita indicação menor que 49%.

Espécie	IV	p	grau de especialização
<i>Crypturellusundulatus</i>	37,2 (FPMS)	0,0016	baixo
<i>Crypturellusparvirostris</i>	46,2 (FPPR)	0,0006	baixo
<i>Crypturellustataupa</i>	51,1 (FGPR)	0,0002	médio
<i>Ictiniaplumbea</i>	24,3 (FGPR)	0,0248	baixo
<i>Patagioenaspicazuro</i>	25,6 (FPMS)	0,0448	baixo
<i>Patagioenas cayennensis</i>	37,1 (FPMS)	0,001	baixo
<i>Leptotilaverreauxi</i>	31,1 (FGPR)	0,0176	baixo
<i>Geotrygonmontana</i>	17	-	baixo
<i>Piaya cayana</i>	37,2 (FGPR)	0,0002	baixo
<i>Crotophaga major</i>	54,7 (FPMS)	0,0002	médio
<i>Glaucidiumbrasilianum</i>	25,8	-	baixo
<i>Phaethornispretrei</i>	87,1 (MR)	0,0002	alto
<i>Chlorostilbonlucidus</i>	91,7 (MR)	0,0002	alto
<i>Hylocharis chrysurus</i>	45,3 (MR)	0,0004	baixo
<i>Trogon sarrucura</i>	45,3 (FPMS)	0,0002	baixo
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	75 (FGPR)	0,0002	alto
<i>Momotus momota</i>	60,2 (FGMS)	0,0002	médio
<i>Ramphastostoco</i>	23,9	-	baixo

<i>Pteroglossus castanotis</i>	31 (FGPR)	0,0114	baixo
<i>Picumnus albosquamatus</i>	53,5 (MR)	0,0002	médio
<i>Melanerpes flavifrons</i>	58 (FGPR)	0,0004	médio
<i>Colaptes melanochloros</i>	18,2	-	baixo
<i>Celeus flavescens</i>	63,5 (FGMS)	0,0002	médio
<i>Dryocopus lineatus</i>	13,7	-	baixo
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	8,3	-	baixo
<i>Micrastur semitorquatus</i>	21,1	-	baixo
<i>Arachloropterus</i>	86,6 (FGMS)	0,0002	alto
<i>Psittacaraleucophthalmus</i>	20,5	-	baixo
<i>Pyrrhura frontalis</i>	46,6 (FGPR)	0,0002	baixo
<i>Forpus xanthopterygius</i>	91,7 (MR)	0,0002	alto
<i>Brotogeris chiriri</i>	91,7 (MR)	0,0002	alto
<i>Pionus maximiliani</i>	62 (FGPR)	0,0002	médio
<i>Amazona aestiva</i>	32,7 (FGPR)	0,0016	baixo
<i>Dysithamnus mentalis</i>	66,7 (FGPR)	0,0002	médio
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	50 (MR)	0,0002	médio
<i>Thamnophilus doliatus</i>	61,1 (MR)	0,0002	médio
<i>Tarabamajor</i>	55,3 (FGMS)	0,0002	médio
<i>Conopophaga lineata</i>	62,1 (FGPR)	0,0002	médio
<i>Campylorhynchus trochilirostris</i>	25	-	baixo
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	31,8 (FGMS)	0,0184	baixo
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	71 (FGPR)	0,0002	alto
<i>Craniolaucavulpina</i>	72,9 (MR)	0,0002	alto
<i>Piprafasciicauda</i>	26,7	-	baixo
<i>Tityracayana</i>	38,2 (FGPR)	0,0014	baixo
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	55 (MR)	0,0004	médio
<i>Pachyramphus validus</i>	73,9 (MR)	0,0002	alto
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	20	-	baixo
<i>Todirostrum cinereum</i>	100 (MR)	0,0002	alto
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	82,4 (FPMS)	0,0002	alto
<i>Myiornis auricularis</i>	45,6 (FPPR)	0,0002	baixo
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	87,5 (MR)	0,0002	alto

<i>Camptostomaobsoletum</i>	47,1 (MR)	0,0006	baixo
<i>Elaeniaflavogaster</i>	85,1 (MR)	0,0002	alto
<i>Elaeniaspectabilis</i>	81,8 (MR)	0,0002	alto
<i>Myiopagiscaniceps</i>	47,2 (FPPR)	0,0002	baixo
<i>Myiopagisviridicata</i>	14,6	-	baixo
<i>Myiarchusferox</i>	36,4 (MR)	0,0022	baixo
<i>Casiornisrufus</i>	78,1 (FPMS)	0,0002	alto
<i>Pitangussulphuratus</i>	42 (MR)	0,0002	baixo
<i>Myiodynastesmaculatus</i>	36,3 (MR)	0,0078	baixo
<i>Megarynchuspitangua</i>	31,4 (FPPR)	0,0004	baixo
<i>Myiozetetesimilis</i>	26,3	-	baixo
<i>Tyrannusmelancholicus</i>	76,6 (MR)	0,0002	alto
<i>Empidonomusvarius</i>	75 (MR)	0,0002	alto
<i>Cnemotriccusfuscatus</i>	38,2 (MR)	0,003	baixo
<i>Lathrotriccuseuleri</i>	36,5 (FPPR)	0,0038	baixo
<i>Cyclarhisgujanensis</i>	53,9 (MR)	0,0002	médio
<i>Cyanocoraxchrysops</i>	44,1 (FPMS)	0,0004	baixo
<i>Cantorchilusleucotis</i>	29,6	-	baixo
<i>Turdusleucomelas</i>	45,5 (MR)	0,0002	baixo
<i>Turdusamaurochalinus</i>	20,8	-	baixo
<i>Basileuterusculicivorus</i>	56 (FGPR)	0,0002	médio
<i>Cacicushaemorrhous</i>	40,6 (FPPR)	0,0002	baixo
<i>Icteruscayanensis</i>	20,3	-	baixo
<i>Nemosiapileata</i>	21,1	-	baixo
<i>Ramphoceluscarbo</i>	42,2 (FPMS)	0,0004	baixo
<i>Tangarasayaca</i>	65,1 (MR)	0,0002	médio
<i>Conirostrumspeciosum</i>	36 (FPPR)	0,0032	baixo
<i>Euphoniachlorotica</i>	41,6 (MR)	0,0006	baixo

A comparação do grau de especialização com as características das espécies evidenciou os seguintes padrões de ocupação: a) espécies florestais da região que tem preferência pela borda tendem a ter um grau de especialização ao habitat significativamente diferente e maior que espécies que preferem a borda e também às que toleram a borda (Fig.

4A) e b) as espécies nectarívoras da região de estudo tendem a ter maior grau de especialização ao habitat que espécies carnívoras (Fig. 4B). As espécies de grande porte apresentaram menor grau de especialização ao habitat (Fig 5).

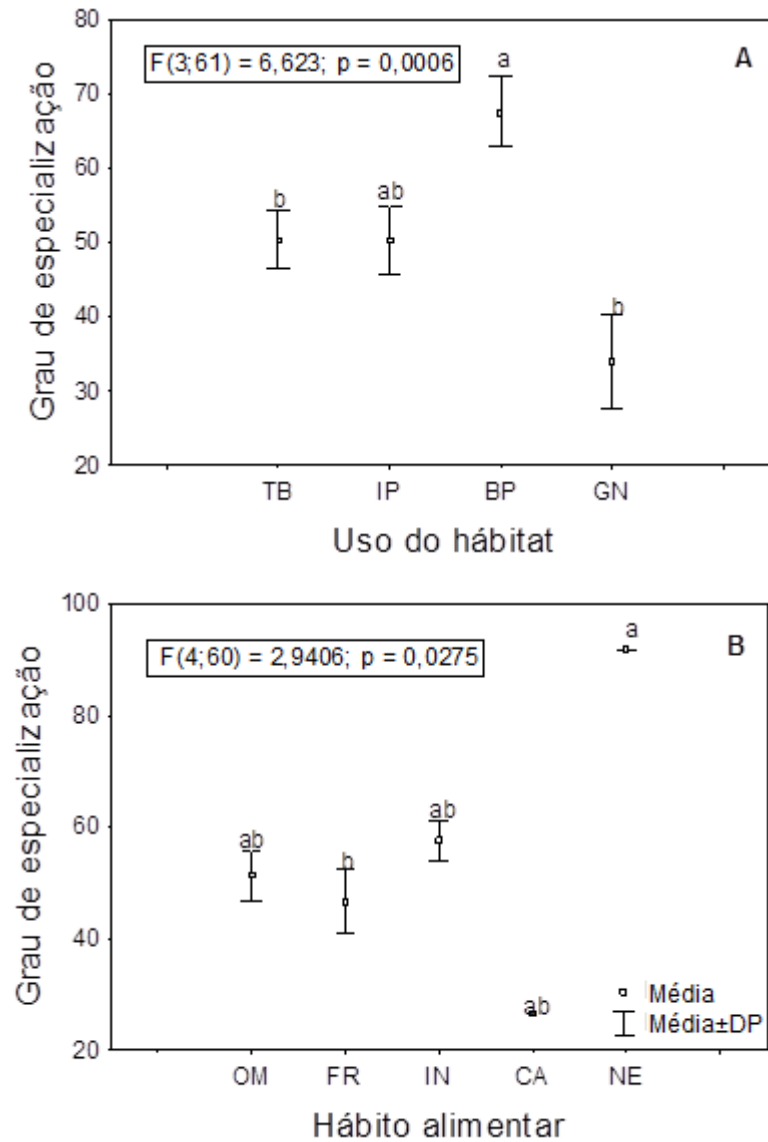


Figura 4. Representação gráfica da Análise de variância (ANOVA) onde a variável resposta ranking de especialização, baseada nos valores de IV das espécies foi testada frente às variáveis explanatórias de características ecológicas das espécies, uso do habitat (A) e hábito alimentar (B) como variáveis predictoras. Onde: OM = omnívoro, FR = frugívoro, IN = insetívoro, CA = carnívoro, NE = nectarívoro, TB = tolerante a borda, IP = interior-prferente, BP = borda-preferente e GN = generalista.

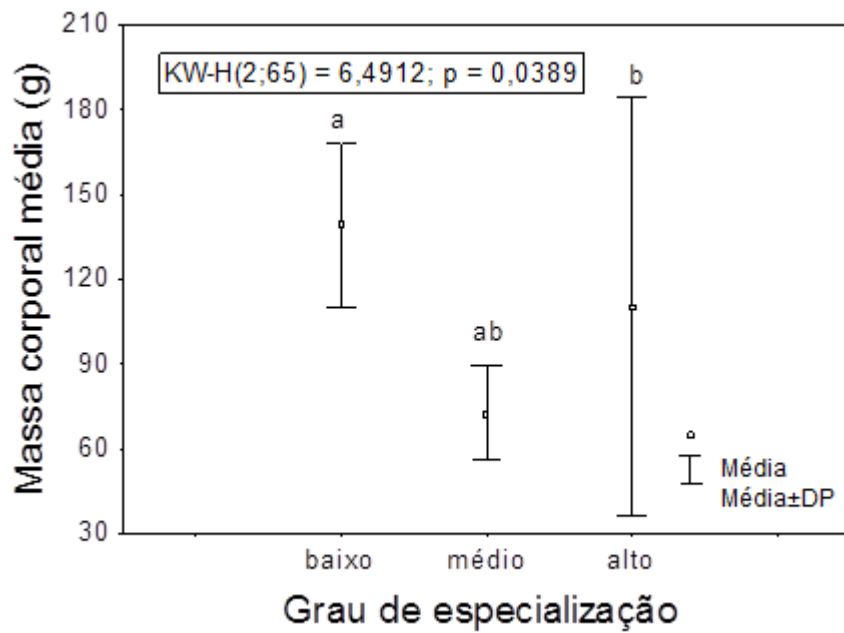


Figura 5. Representação gráfica da Análise de variância não-paramétrica (Kruskal-Wallis), onde a variável resposta massa corporal média, calculada a partir da base de dados de Dunning (2008) foi testada frente à variável explanatória grau de especialização ao habitat, como preditora.

4 DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo corroboram com a hipótese de que os tipos de fragmentos presentes na região da planície de inundação do alto rio Paraná apresentam composições particulares de espécies de aves florestais. Porém os fragmentos da mesma classe de tamanho, também diferiram entre as duas margens do rio Paraná. Dentro da perspectiva de metacomunidades, a distribuição aninhada foi um padrão geral. No entanto, para espécies interior-preferentes o padrão foi Clementisiano. Espécies indicadoras de fragmentos ripários pertencem a um grupo de espécies com maior tolerância à degradação do habitat florestal. Somente massa corporal apresentou estreita relação com o grau de especialização ao habitat dentre as características ecológicas analisadas.

A elucidação a respeito da estrutura da metacomunidade regional de aves florestais evidenciou uma distribuição que segue o padrão aninhado. Apesar do aninhamento não ser um resultado direto da fragmentação de hábitat, é esperado este padrão devido à formação de manchas com diferentes tamanhos e graus de isolamento (Ulrich *et al.* 2009). Muitos estudos têm utilizado o padrão de aninhamento para explicar os padrões encontrados

nas comunidades de aves que foram estruturadas pela fragmentação de habitat (Mitsuo *et al.* 2011; Wang *et al.* 2013; Oliveira 2013). O padrão aninhado como resposta de comunidades de aves que sofrem os efeitos da fragmentação florestal, ocorre uma vez que a perda de espécies não se dá de maneira aleatória (Marini 2001) e a sequência ordenada de extinções nos fragmentos pode resultar neste padrão (Patterson & Atmar, 2000), de forma que as espécies que permanecem nos fragmentos menores ou mais isolados podem representar subconjuntos dos fragmentos maiores (Michalski & Peres 2005; Wethered & Lawes 2005). O fato das espécies interior-preferentes apresentarem o padrão Clementisiano de distribuição deve-se exatamente a sua dependência de habitat. Segundo Presley *et al.* (2011) se os limites dos habitats são mais ou menos discretos, metacomunidades ao longo de gradientes que são moldados pela preferência de habitat ou especializações, poderiam evidenciar distribuições Clementsianas, com espécies apresentando limites agregados e coincidentes com aqueles dos habitats. Dessa forma pode-se inferir que a ocupação dos fragmentos pelas espécies de aves florestais interior-preferentes na região é moldada pela preferência de habitat das espécies, o que concorda com a definição de estrutura Clementsiana, onde distintos tipos de comunidades apresentam grupos de espécies respondendo de forma semelhante à factores estruturantes, ou seja, comunidades discretas com composições de espécies distintas (Clements 1916). Se os nichos realizados de algumas espécies são similares, a distribuição tenderia a ser agrupada, possibilitando assim a formação de um padrão Clementsiano (Petsch 2014), no entanto, esta mesma dinâmica associada à limitação de dispersão pode gerar um padrão aninhado, como vemos para o padrão geral e também para as demais espécies separadas das interior-preferentes.

A esperada diferença na composição de espécies vem confirmar uma tendência verificada em diversos estudos de fragmentação, que têm demonstrado que o tamanho e tipo do fragmento influenciam na composição de espécies de aves (por exemplo, Anjos 2001, 2002; Anjos *et al.* 2004; Uezu *et al.* 2008; Uezu & Metzger 2011). Alguns trabalhos demonstram que fragmentação de habitat pode ocasionar uma mudança significativa na composição de espécies da comunidade, sem que ocorra declínio na riqueza de espécies dos fragmentos menores (Gomes *et al.* 2008; Giraudo *et al.* 2008), padrão aqui também verificado visto que a maior riqueza foi detectada para os fragmentos pequenos da margem sul mato-grossense. A diferença entre fragmentos de tamanho similar entre as margens, pode ser devida a barreira geográfica representada pelo rio Paraná, o que limitaria a dispersão de espécies menos aptas (Lopes 2009). Vários trabalhos remetem a dificuldade de alguns grupos particulares em se dispersar na paisagem, principalmente espécies de solo, insetívoros de

estrato inferior, seguidores de bandos mistos e seguidores de correição (Develey & Stouffer 2001; Lees & Peres 2008). Lopes (2009) havia detectado uma baixa similaridade na composição específica entre as margens, que foi atribuída principalmente à afinidade biogeográfica à zona Centro-Sul Americana ou Mata Atlântica, mas reportou alta sensibilidade à fragmentação apenas para espécies ligadas a Mata Atlântica em ambas as margens.

Por outro lado, a existência de uma área de preservação mais controlada (Parque Estadual das Ilhas e Várzeas do rio Ivinhema) na margem sul mato-grossense leva a ocorrência de muitas espécies exclusivas principalmente nos fragmentos pequenos. De acordo com Newbold *et al.* (2012) a abundância das espécies de aves florestais tropicais pode diminuir entre 3.7 e 19.2 % com o aumento da perturbação, no entanto deve-se ressaltar a importância de remanescentes florestais não englobados em áreas protegidas como auxiliares da proteção da biodiversidade (Dahal *et al.* 2014). Uma maior conectividade da paisagem foi encontrada para a margem sul mato-grossense (Lopes *et al.* em prep.) o que também deve contribuir para diferenciar as margens, visto que os fragmentos do lado paranaense estão bastante isolados e tem bordas abruptas, exceto o fragmento da Fazenda Santa Francisca (Edson Varga Lopes com. Pess.). Além disso, a conectividade pode aumentar o Índice de integridade biótica de fragmentos pequenos (Anjos *et al.* 2009) e ambos os fatores devem atuar tanto para os fragmentos pequenos sul mato-grossenses, quanto para a o fragmento da Fazenda Santa Francisca. Uma comparação entre matas ripárias realizada num estudo anterior na mesma região constatou a influência bem marcada do grau de perturbação na riqueza e abundância de espécies de aves florestais, onde o aumento da riqueza no local menos perturbado foi de 30%, com pronunciada abundância de espécies com requerimentos ecológicos mais restritos (Ramos & Anjos 2014).

A expectativa de encontrar nas indicadoras de matas ripárias espécies comuns em fragmentos alterados foi confirmada, nestas áreas encontrou-se, por exemplo, *Pitangus sulphuratus*, *Todirostrum cinereum*, *Tangara sayaca*, *Turdus leucomelas*, *Cyclarhis gujanensis* e *Elaenia flavogaster*. Em paisagens fragmentadas, um processo regular é a substituição de espécies raras - especializados para mais abundantes - generalistas, mais adaptadas a áreas semi-abertas (Willis & Oniki 2002; Watson 2003). No entanto, alguns fatores como a amenização dos efeitos da fragmentação (Pardini *et al.* 2005) e o potencial de amenizar os impactos de mudanças climáticas, numa escala temporal mais ampla (Marini *et al.* 2009) enfatizam a importância dessas matas ripárias na paisagem . A largura e grau de impacto

aumentam a diversidade neste tipo de ambiente e este sustenta uma diversidade considerável, sendo assim, importante para manutenção da diversidade regional (Ramos & Anjos 2014).

Nos fragmentos grandes e pequenos em ambas as margens foram detectadas espécies de média ou alta sensibilidade à fragmentação (*sensu* Anjos 2006) ou ameaçadas (*sensu* Straube *et al.* 2004) como: *Baryphthengus ruficapillus*, *Pyrrhura frontalis*, *Amazona aestiva* e *Tityra cayana* (FGPR); *Primolius maracana* e *Melanerpes flavifrons* (FPPR); *Crypturellus undulatus* e *Trogon surrucura* e *Cyanocorax chrysops* (FPMS) e *Glaucidium brasilianum* e *Ara chloroptera* (FGMS). Sabe-se que o tamanho o grau de isolamento do fragmento, mas também sua forma, o efeito de borda e o tipo de matriz que envolve o fragmento são importantes para determinar os efeitos da fragmentação e a qualidade dos mesmos (Henle *et al.* 2004; Anjos *et al.* 2009). A identificação de espécies indicadoras é comumente feita em estudos de monitoramento da fauna, estudos ecológicos e biogeográficos (Dufrene & Legendre 1997), pois geralmente, refletem o estado do ambiente, predizendo a diversidade de outros táxons e comunidades (McGeoch 1998). Espécies especialistas são indicadores potencialmente melhores do que espécies generalistas, devido à maior previsibilidade de sua resposta a mudanças ambientais (De Cáceres & Legendre 2009), a avaliação em longo prazo da prevalência desses indicadores na região pode ser uma ferramenta de conservação bastante útil.

O tipo de uso do habitat pelas aves florestais e sua relação com o grau de especialização foi condizente com o esperado apenas para as espécies borda-dependentes. As espécies borda-dependentes, assim definidas por sua maior abundância nas matas ripárias, podem ser consideradas dependentes das características microclimáticas exclusivas deste tipo de ambiente, devido à presença do corpo d'água. Na região norte do Paraná foi demonstrado que um grande número de espécies florestais são intimamente associadas a matas ripárias e que algumas guilda como, por exemplo, omnívoros terrestres apresentavam o dobro de contatos neste tipo de ambiente florestal (Anjos *et al.* 2007). Por outro lado as espécies interior-dependentes não apresentaram tão alto grau de especialização quanto o esperado, pois apesar de estarem entre as indicadoras tem valores de abundância mais baixos. Estas espécies pertencem a um grupo de espécies mais vulneráveis a fragmentação e que, portanto, ocorrem naturalmente em mais baixas abundâncias (Göerck, 1997).

Espécies nectarívoras apresentaram um alto grau de especialização, como se esperava, pois são bastante especializadas no uso de recursos (Stiles 1981; Mendonça & Anjos 2006). Áreas mais abertas e iluminadas e com disponibilidade hídrica constante, provém mais recursos florais (Magro *et al.* 1992) assim suas abundâncias também estiveram

relacionadas às matas ripárias, como detectado por (Araújo 2010). As aves frugívoras por sua vez, apesar de serem consideradas especialistas no uso de recursos (Kissling *et al.* 2007), não foram especializadas no uso do hábitat como era previsto e inclusive relatado na literatura em relação às florestas (Ribon *et al.* 2003; Giraudo *et al.* 2008). Isso pode ser devido a grande capacidade de dispersão entre os fragmentos de alguns frugívoros (Spichiger *et al.* 2004), inclusive dos Psittaciformes que foram encontrados como indicadores nos fragmentos grandes e pequenos.

A relação esperada entre o tamanho do corpo e o grau de especialização foi confirmada. Sabe-se que espécies de grande porte como frugívoros e predadores de topo são bastante dependentes de recursos (Galli *et al.* 1976; Willis 1979) e portanto, ligados a áreas com maior qualidade, onde a flutuação dos recursos é menor (Restrepo *et al.* 1997). A massa corporal é apontada com frequência como uma das variáveis mais importantes na determinação da sensibilidade das espécies (e.g. Gillespie 2001). Geralmente se considera que as aves de grande porte são mais afetadas pela fragmentação (e.g. Urquiza-Haas *et al.* 2009), possivelmente em virtude de tamanhos populacionais menores, taxas reprodutivas mais baixas e necessidade de áreas de vida mais extensas (Sodhi *et al.* 2004). A investigação da relação entre massa corporal e sensibilidade tem gerado, contudo, resultados contrastantes (e.g. Henle *et al.* 2004; Sekercioglu & Sodhi 2007); é possível que uma maior tendência à extinção e redução populacional das espécies de grande porte possa ser, em grande medida, associada à pressão de caça e captura (Lees & Peres 2008).

Confirmando as expectativas anteriormente expressas, os diferentes tipos de fragmentos da região da planície de inundação do alto rio Paraná apresentam composição particular de sua avifauna, ainda a esperada substituição de espécies entre eles resultou em um padrão aninhado no geral, apenas para espécies interior-dependentes seguem outro padrão de distribuição. O padrão geral aninhado pode ser devido à afinidade das espécies ao hábitat e a limitação de dispersão entre os tipos de fragmentos. A utilização de espécies indicadoras mostrou-se eficiente para avaliar a qualidade dos fragmentos, de modo que o grau de especialização ao hábitat nos leva a concluir que espécies de grande porte são mais suscetíveis aos efeitos da fragmentação florestal. Dessa forma sugere-se que espécies interior-prefe-rentes e espécies de grande porte necessitam de atenção especial nas ações de conservação e que a manutenção da qualidade e diversidade de hábitats é essencial para a diversidade de aves.

REFERÊNCIAS

- Agostinho A. A., Rodrigues L., Gomes L. C., Thomaz S. M. & Miranda L. E. (2004) *Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain*. EDUEM, Maringá.
- Agostinho A. A., Thomaz S. M. & Nakatani K. (2002) A planície de inundação do alto rio Paraná: site 6. In: *PELD: os sites e o programa brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. (eds. U. Seeliger, C. Cordazzo & F. Barbosa) pp. 101–124. UFMG, Belo Horizonte.
- Aleixo A. (1999) Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *Condor* **101**, 537-548.
- Anderson M. J. (2001) A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral. Ecol.* **26**, 32–46.
- Anjos L., Collins C. D., Holt R. D., Volpato G. H., Mendonça L. B., Lopes E. V., Boçon R., Bisheimer M.V., Serafini P. P. & Carvalho J. (2011) Bird species abundance occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* **144**, 2213-2222.
- Anjos L. & Schuchmann K-L. (1997) Biogeographical affinities of the avifauna of the Tibagi Basin, Paraná drainage system, southern Brazil. *Ecotropica* **3**, 43-65.
- Anjos L. (2001) Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* **12**, 11–27.
- Anjos L. (2002) Forest bird communities in the Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. *Ecotropica* **8**, 67–79.
- Anjos L. (2006) Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica* **38**, 229-234.
- Anjos L., Bochio G. M., Silva J.V. C. E., McCrate G. B. & Palomino F. (2009) Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na Avaliação da Integridade

Biótica: um estudo de caso no norte do estado do Paraná, sul do Brasil. *Rev. Bras. Ornitol.* **17**, 28-36.

Anjos L., Volpato G. H., Mendonça L. B., Serafini P. P., Lopes E. V., Boçon R., Silva E. S. & Bisheimer M. V. (2008) Métodos de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. (orgs. S. Von Matter, F. C. Straube, I. Accordi, V. Piacentini & J. F. Cândido Jr). Technical books, Riode Janeiro.

Anjos L., Volpato G.H., Lopes E.V., Serafini P.P., Poletto F. & Aleixo A. (2007) The importance of riparian forest for maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* **24**, 1078-1086.

Anjos L., Zanette L. & Lopes E. V. (2004) Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in North Paraná, southern Brazil. *Ornit. Neotrop.* **15**, 137-144.

Araújo F. P. (2010) *A comunidade de plantas utilizadas e suas interações com beija-flores em uma área de Cerrado, Uberlândia - Minas Gerais*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Beier P., Drielen M. V. & Kankam B. O. (2002) Avifaunal collapse in West African forest fragments. *Conserv. Biol.* **16**, 1097-1111.

Bierregaard R. O. (1990). Avian communities in the understory of Amazonian forest fragments. In: *Biogeography and ecology of forest bird communities*. (ed. A. Keast), pp. 333-343. SPB Academic Publishing, The Hague.

Bierregaard R. O. & Stouffer P. C. (1997) Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities* (eds. W. F. Laurance & R. O. Bierregaard). pp. 138-155. University of Chicago Press, Illinois.

- Blondel D., Ferry C. & Frochot B. (1970) La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* **38**, 55-71.
- Campos J. B. & Souza M. C. (1997) Vegetação. In: *Planície de inundação do Alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (eds. A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho & N. S. Hahn). pp. 331-342. Eduem/Nupélia, Maringá.
- Carignan V. & Villard M. (2002) Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. *Env. Monit. Assess.* **78**, 45-61.
- Clarke K. R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* **18**, 117-143.
- Clements F. E. (1916) *Plant succession, an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution, Washington.
- Dahal B. R., Clive A. & Maron M. (2014) Bird conservation values of off-reserve forests in lowland Nepal. *For. Ecol. Manage.* **323**, 28-38.
- De Cáceres M. & Legendre P. (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* **90**, 3566-3574.
- del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D. A. & de Juana E. (eds.) (2013). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com> on 7 August 2014).
- Develey P. F. & Stouffer P. C. (2001) Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.* **15**, 1416-1422.
- Dufrêne M. & Legendre P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.* **67**, 345-366.
- Dunning Jr. J. B. (2008) *Handbook of avian body masses*. 2nd ed. CRC Press, Boca Raton.
- Ewers R. M. & Didham R. K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Rev.* **81**, 117-142.

- Forman R. T., (1995) *Landscape Mosaics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fraser G. & Stutchbury B. J. M. (2004) Area-sensitive birds move extensively among forest patches. *Biol. Conserv.* **118**, 377-387.
- Galli A. E., Leck C. F. & Forman R. T. T. (1976) Avian distribution patterns within different sized forest islands in central New Jersey. *Auk* **93**, 356-365.
- Gillespie T. W. (2001) Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conserv. Biol.* **15**, 699–709.
- Gimenes M. R., Lopes E. V., Loures-Ribeiro A., Mendonça L. B. & Anjos L. (2007) *Aves da planície alagável do alto rio Paraná*. 1. ed. Eduem, Maringá.
- Giraud A. R., Matteucci S. D., Alonso J., Herrera J. & Abramson R. R. (2008) Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiv. Conserv.* **17**, 1251-1265.
- Görck J. M. (1997) Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conserv. Biol.* **11**, 112-118.
- Gomes L., Oostra V., Nijman V., Cleef A. M. & Kappelle M. (2008) Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biol. Conserv.* **141**, 860-871.
- Henle K., Davies K. F., Kleyer M., Margules C. & Settele J. (2004) Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiv. Conserv.* **13**, 207–251.
- Henriques-Silva R., Zoe L. & Peres-Neto P. R. (2013) A community of metacommunities: exploring patterns in species distributions across large geographical areas. *Ecology* **94**, 627–639.
- Kattan G., Alvarez-lopez H. & Giraldo M. (1994) Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years on. *Conserv. Biol.* **8**, 138–146.

- Kissling W. D., Rahbek C. & Böhning-Gaese K. (2007) Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. *Proc. R. Soc. B* **274**, 799–808.
- Laurance W. F., Bierregaard Jr. R. O. (1997) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Lees A. C. & Peres C. A. (2008) Avian life history determinants of local extinction risk in a fragmented neotropical forest landscape. *Anim. Conserv.* **11**, 128–137.
- Leibold M. A. & Mikkelsen G. M. (2002) Coherence, species turnover, and boundary clumping: elements of meta-community structure. *Oikos* **97**, 237–250.
- Leibold M. A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J. M. & Hoopes M. F. (2004) The metacommunity concept: a framework for multiscale community ecology. *Ecol.Lett.* **7**, 601–613.
- Lindenmayer, D. B. & Fischer, J. (2007) Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends Ecol. Evol.* **22**, 127–132.
- Lopes E. V. (2009) *Biogeografia e efeitos da fragmentação florestal sobre aves na região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná, entre os estados de Mato Grosso do Sul e Paraná, Brasil*. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Maack R. (2002) *Geografia física do estado do Paraná*. 3th ed. Imprensa Oficial do Paraná, Curitiba.
- Magro T. C., Griffith J. J. & Aspiazu C. (1992) Habitat – Uma metodologia de avaliação voltada para o planejamento. *IPEF* **45**, 14–21.
- Marini M. Â. (2001) Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Int.* **11**, 13–25.

- Marini M. Â., Barbet-Massin M., Lopes L. E. & Jiguet F. (2009) Predicted Climate-Driven Bird Distribution Changes and Forecasted Conservation Conflicts in a Neotropical Savanna. *Conserv. Biol.* **23**, 1558–1567.
- McGeoch M. A. (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biol. Rev.* **73**, 181-201.
- Mendonça L. B. & Anjos L. (2006) Flower morphology, nectar features, and hummingbird visitation to *Palicourea crocea* (Rubiaceae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* **78**, 45-57.
- Mendonça L. B., Lopes E. V. & Anjos L. (2009) On the possible extinction of bird species in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.* **69**, 747-755.
- Michalski F. & Peres C. A. (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biol. Conserv.* **124**, 383-396.
- Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF) (2002) *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA, Brasília.
- Mitsuo Y., Tsunoda H., Ohira M., Doi M. & Senga Y. (2011) Nested subset patterns of species composition in a pond-dwelling fish fauna. *Ecol. Res.* **26**, 311-316.
- Newbold T., Scharlemann J. P. W., Butchart S. H. M., Sekercioglu C. H., Alkemade R., Booth H. & Purves D. W. (2012) Ecological traits affect the response of tropical forest bird species to land-use intensity. *Proc. R. Soc. B* **280**, 20122131.
- Oliveira R. D. A. (2013) *Efeitos da Fragmentação de Habitat nas comunidades de Aves do Cerrado*. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.

- Pardini R., Souza S. M., Braga-Neto R. & Metzger J. P. (2005) The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammals abundance diversity in an Atlantic forest landscape. *Biol. Conserv.* **124**, 253-266.
- Parker III T. A., Stotz D. F. & Fitzpatrick J. W. (1996) Ecological and distributional databases. In: *Neotropical birds: Ecology and Conservation*. (eds D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits). pp.113-436. The University of Chicago Press, Chicago.
- Patterson B. D., & Atmar W. (2000) Analyzing species composition in fragments. *Bonn. Zool. Beitr.* **46**.
- Petsch D. K. (2014) *Mecanismos e padrões de distribuição da metacomunidade bentônica com diferentes modos de dispersão*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Piratelli A., Sousa S. D., Correa J. S., Andrade V. A, Ribeiro R. Y. & Avelar L. H. (2008) Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* **68**, 259-268.
- Presley J. S., Willig M. R., Bloch C. P., Castro-Arellano I., Higgins C. L. & Klingbeil B. T. (2011) A Complex Metacommunity Structure for Gastropods Along an Elevational Gradient. *Biotropica* **43**, 480-488.
- Presley S. J., Higgins L. C. & Willig M. R. (2010) A comprehensive framework for the evaluation of metacommunity structure. *Oikos* **119**, 908–917.
- Pütz S., Groeneveld J., Alves L. F., Metzger J. P. & Hutha A. (2011) Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic forests. *Ecol. Model.* **222**, 1986–1997.
- Ramos C. C. O. & Anjos L. (2014) The width and biotic integrity of riparian forests affect richness, abundance, and composition of bird communities. *Nat. Conserv.* **12**, 59-64.

- Renjifo L. M. (1999) Composition Changes in a Subandean Avifauna after Long-Term Forest Fragmentation. *Conserv. Biol.* **13**, 1124-1139.
- Restrepo C., Renjifo L. M. & Marples P. (1997) Frugivorous birds in fragmented Neotropical montane forests: landscape pattern and body mass distribution. In: *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities* (eds W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr.). pp. 171–189. The University of Chicago Press, Chicago.
- Ribon R., Simon J. E. & De Mattos G. T. (2003) Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of Viçosa region, Southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* **17**, 1827-1839.
- Sekercioglu C. H. & Sodhi N. S. (2007) Conservation Biology: Predicting Birds' Responses to Forest Fragmentation. *Curr. Biol.* **17**, 838–840.
- Sodhi N. S., Liow L. H. & Bazzaz F. A. (2004) Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **35**, 323–345.
- Souza M. C., Romagnolo M. B. & Kita K. K. (2004) Riparian Vegetation: Ecotones And Plant Communities. In: *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. (eds S. M. Thomaz, A. A. Agostinho & N. S. Hahn). pp. 353–367 Backhuys Publishers, Leiden.
- Souza-Filho E. E. & Stevaux J. C. (1997) Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. (eds A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho & N. S. Hahn) pp. 3–46. EDUEM, Maringá.
- Spichiger R., Calenge C. & Bise B. (2004) Geographical zonation in the Neotropics of tree species characteristic of the Paraguay-Paraná Basin. *J. Biogeogr.* **31**, 1489–1501.
- Stiles F. G. 1981. Geographical aspects of bird-flower coevolution, with particular reference to Central America. *Ann. Mo. Bot. Gard.* **68**, 323-351.

- Straube F. C., Urben-Filho A. & Kajiwara D. (2004) Aves. In: *Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná*. 1 ed. pp. 143-496. (orgs S. B. Mikich & R. S. Bérnils) Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Turner I. M. (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* **33**, 200–209.
- Uezu A., Beyer D. D. & Metzger J. P. (2008) Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers. Conserv.* **17**, 1907-1922.
- Uezu A. & Metzger J. P. (2011) Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biod. Conserv.* **20**, 3627-3643.
- Ulrich W., Almeida-Neto M. & Gotelli N. J. (2009) A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* **118**, 3-17.
- Urquiza-Haas T., Peres C. A. & Dolman P. M. (2009) Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biol. Conserv.* **142**, 134–148.
- Vielliard J. M. E. & Silva W. R. (1990) Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do Estado de São Paulo. In: *Anais do IV Encontro Nacional de Anilhadores de Aves*. pp. 117-151. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.
- Wang Y., Ding P., Chen S. & Zheng G. (2013) Nestedness of bird assemblages on urban woodlots: Implications for conservation. *Landsc. Urban Plan.* **111**, 59-67.
- Watson D. M. (2003) Long-term consequences of habitat fragmentation--highland birds in Oaxaca, Mexico. *Biol. Conserv.* **111**, 283-303.

- Watson J. E. M., Whittaker R. J. & Dawson T. P. (2004) Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biol. Conserv.* **120**, 311-327.
- Wethered R. & Lawes M. J. (2005) Nestedness of bird assemblages in fragmented Afromontane forest: the effect of plantation forestry in the matrix. *Biol. Conserv.* **123**, 125-137.
- Willis E. O. (1979) The composition on avian communities in remanescents woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* **33**, 1-25.
- Willis E. O. & Oniki Y. (2002) Birds of a central São Paulo woodlot: 1. Censuses 1982-2000. *Braz. J. Biol.* **62**, 197-210.

APÊNDICES

Apêndice 1. Classificação das espécies de aves florestais amostradas, de acordo com sua preferencia de uso do habitat, calculada através da diferença de abundancia relativa (IPA x 100) conforme Aleixo (1999), em três tipos de fragmentos na planície de inundação do alto rio Paraná entre 2006 e 2008.

Espécie	Abundância relativa					Teste G				Tipo de uso do hábitat
	MR	FGPR	FPPR	FPMS	FGMS	GL1	GL2	GL3	GL4	
<i>Crypturellus undulatus</i>	0.0	0.0	0.0	77.4	22.2	32.4*				tolerante à borda
<i>Crypturellus parvirostris</i>	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7				2.9	generalista
<i>Crypturellus tataupa</i>	0.0	43.2	16.7	41.2	33.7		1.3			tolerante à borda
<i>Penelope superciliaris</i>	0.0	16.7	16.7	16.7	22.2			1.2		tolerante à borda
<i>Cathartes aura</i>	0.0	16.7	0.0	16.7	0.0	0.0				tolerante à borda
<i>Coragyps atratus</i>	0.0	0.0	16.7	0.0	0.0					tolerante à borda
<i>Sarcoramphus papa</i>	0.0	0.0	16.7	0.0	16.7					interior-preferente
<i>Ictinia plúmbea</i>	0.0	20.8	0.0	0.0	25.0	0.4				interior-preferente
<i>Urubitinga urubitinga</i>	0.0	0.0	16.7	22.2	22.2	0.0				tolerante à borda
<i>Rupornis magnirostris</i>	17.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0				tolerante à borda
<i>Claravis pretiosa</i>	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0					interior-preferente
<i>Patagioenas speciosa</i>	0.0	16.7	16.7	0.0	0.0					interior-preferente
<i>Patagioenas picazuro</i>	56.8	105.2	144.7	153.5	56.7				88.9*	tolerante à borda
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0.0	0.0	0.0	25.5	33.3	1.1				tolerante à borda
<i>Leptotila verreauxi</i>	32.7	94.9	25.3	31.0	37.8				50.5*	interior-preferente
<i>Leptotila rufaxilla</i>	19.6	0.0	0.0	0.0	0.0					borda-preferente
<i>Geotrygon montana</i>	0.0	33.9	0.0	16.7	25.0		6.0			tolerante à borda
<i>Piaya cayana</i>	16.7	48.2	33.3	21.4	25.0				24.8*	interior-preferente
<i>Crotophaga major</i>	0.0	0.0	0.0	26.4	16.7	2.2				tolerante à borda
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0.0	0.0	0.0	16.7	16.7	0.0				tolerante à borda
<i>Megascops choliba</i>	16.7	33.3	22.2	16.7	0.0			7.9		generalista
<i>Glaucidium minutissimum</i>	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0					interior-preferente

<i>Glaucidium brasilianum</i>	0.0	36.0	26.4	31.3	24.4		2.5	tolerante à borda
<i>Nyctibius griséus</i>	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Antrostomus rufus</i>	0.0	0.0	0.0	16.7	0.0			tolerante à borda
<i>Lurocalis semitorquatus</i>	0.0	16.7	16.7	0.0	16.7		0.0	tolerante à borda
<i>Hydropsalis albicollis</i>	22.2	0.0	54.3	16.7	0.0		1.1	tolerante à borda
<i>Phaethornis pretrei</i>	23.9	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3		tolerante à borda
<i>Florisuga fusca</i>	0.0	0.0	21.4	16.7	0.0			tolerante à borda
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	22.2	0.0	0.0	16.7	0.0	0.8		tolerante à borda
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	24.4	0.0	0.0	0.0	0.0			borda-preferente
<i>Hylocharis chrysura</i>	41.4	22.2	27.3	25.4	23.5			8.9 generalista
<i>Trogon surrucura</i>	0.0	22.2	16.7	53.8	39.8		23.9*	tolerante à borda
<i>Trogon rufus</i>	0.0	33.3	0.0	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	0.0	24.7	0.0	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Momotus momota</i>	0.0	0.0	0.0	67.0	32.3	12.4*		tolerante à borda
<i>Galbula ruficauda</i>	20.8	16.7	0.0	0.0	0.0	0.5		tolerante à borda
<i>Notharchus macrorhynchos</i>	0.0	16.7	0.0	0.0	16.7	0.0		interior-preferente
<i>Ramphastos toco</i>	19.2	22.2	33.3	17.9	32.6			8.6 generalista
<i>Pteroglossus castanotis</i>	16.7	27.7	0.0	20.0	22.0			3.0 generalista
<i>Picumnus albosquamatus</i>	23.3	0.0	57.1	0.0	16.7	1.1		tolerante à borda
<i>Melanerpes candidus</i>	16.7	0.0	16.7	16.7	16.7		0.0	generalista
<i>Melanerpes flavifrons</i>	0.0	21.7	77.9	0.0	23.5	0.1		interior-preferente
<i>Veniliornis passerinus</i>	16.7	0.0	0.0	20.0	16.7		0.4	generalista
<i>Colaptes melanochloros</i>	16.7	20.0	20.0	33.3	33.3			10.3 generalista
<i>Celeus flavescens</i>	0.0	0.0	0.0	20.0	23.4	0.3		tolerante à borda
<i>Dryocopus lineatus</i>	0.0	20.0	16.7	16.7	23.5		1.2	tolerante à borda
<i>Campephilus robustus</i>	0.0	16.7	18.5	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	16.7	20.0	0.0	16.7	33.3			8.4 generalista
<i>Micrastur semitorquatus</i>	0.0	21.4	0.0	20.0	21.4		0.8	tolerante à borda
<i>Falco rufigularis</i>	0.0	16.7	0.0	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Ara chloropterus</i>	16.7	0.0	0.0	0.0	21.2	0.5		tolerante à borda

<i>Primolius maracanã</i>	0.0	16.7	48.0	16.7	33.3	7.9		tolerante à borda
<i>Psittacara leucophthalmus</i>	28.1	31.7	26.5	28.6	20.3		2.8	generalista
<i>Eupsittula aurea</i>	33.3	0.0	0.0	0.0	16.7	5.7		tolerante à borda
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0.0	34.9	16.7	16.7	23.3		6.8	tolerante à borda
<i>Forpus xanthopterygius</i>	24.2	0.0	0.0	0.0	0.0			borda-preferente
<i>Brotogeris chiriri</i>	24.9	0.0	0.0	0.0	0.0			borda-preferente
<i>Pionus maximiliani</i>	0.0	27.7	42.3	16.7	16.7	3.8		tolerante à borda
<i>Amazona aestiva</i>	20.5	75.5	48.4	20.8	57.7		54.0*	interior-preferente
<i>Dysithamnus mentalis</i>	0.0	39.1	19.0	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Herpsilochmus longirostris</i>	40.0	0.0	0.0	0.0	0.0			borda-preferente
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	0.0	22.2	0.0	0.0	0.0			interior-preferente
<i>Thamnophilus doliatus</i>	43.0	0.0	0.0	22.2	0.0	13.5*		borda-preferente
<i>Thamnophilus caeruleus</i>			16.7					tolerante à borda
<i>Tarabamajor</i>	32.4			44	84.6	26.8*		interior-preferente
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	16.7				16.7	0.0		tolerante à borda
<i>Pyriglenaleucoptera</i>		33.3						interior-preferente
<i>Conopophaga lineata</i>		34	19			4.3		tolerante à borda
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	20			21.7		0.1		tolerante à borda
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>		16.7						interior-preferente
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	22.2	27.6	16.7	16.7	21.2		3.9	generalista
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	50	29.2			16.7	17.8*		borda-preferente
<i>Clibanornis rectirostris</i>	19			16.7		0.2		tolerante à borda
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>				16.7				tolerante à borda
<i>Synallaxis ruficapilla</i>					16.7			interior-preferente
<i>Synallaxis frontalis</i>	18.5							borda-preferente
<i>Cranioleuca vulpina</i>	40.2			33.3		0.6		tolerante à borda
<i>Piprafasciicauda</i>		16.7	20	16.7	16.7		0.5	tolerante à borda
<i>Tityra inquisitor</i>		16.7	19	16.7	16.7		0.2	tolerante à borda
<i>Tityracayana</i>		24.2	25	21.7	21.2		0.4	tolerante à borda
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	45.7	16.7	22.2	20	16.7		21.3*	borda-preferente

<i>Pachyramphusvalidus</i>	31.9	16.7	16.7	33.3			10.5	generalista
<i>Procniasnudi</i>					50			interior-preferente
<i>Leptopogonamaurocephalus</i>		16.7	30.8		33.3		6.5	tolerante à borda
<i>Todirostrumcinereum</i>	82.3							borda-preferente
<i>Poecilatriccuslatirostris</i>				28.8	18.5	2.2		tolerante à borda
<i>Myiornisauricularis</i>	16.7	31.9	82.5	21.2	33.9			64.3*
<i>Hemitriccusmargaritaceiventris</i>	28.9			16.7		3.3		tolerante à borda
<i>Camptostomaobsoletum</i>	38	16.7	16.7	16.7			13.8*	borda-preferente
<i>Elaeniaflavogaster</i>	36.6		21.4	16.7	16.7		10.8	tolerante à borda
<i>Elaeniaspectabilis</i>	41.1			21.7		6.1		tolerante à borda
<i>Elaeniaparvirostris</i>		16.7						interior-preferente
<i>Myiopagiscaniceps</i>	16.7	16.7	28.1	16.7	16.7			5.0
<i>Myiopagisviridicata</i>	26.7	16.7	16.7	20.8	16.7			3.7
<i>Capsiempisflaveola</i>	40	16.7		33.3			10.4*	borda-preferente
<i>Legatusleucophaeus</i>				16.7				tolerante à borda
<i>Myiarchusswainsoni</i>	19.4							borda-preferente
<i>Myiarchusferox</i>	39.5			18.5		7.7*		borda-preferente
<i>Myiarchustyrannulus</i>	33.3			16.7		5.7		tolerante à borda
<i>Sirystesibilator</i>		20			33.3	3.4		interior-preferente
<i>Casiornisrufus</i>				21.3	16.7	0.6		tolerante à borda
<i>Pitangussulphuratus</i>	105	24	36.4	61.9	27.6			80.8*
<i>Myiodynastesmaculatus</i>	58.1	16.7	16.7	22.2	16.7			41.3*
<i>Megarynchuspitangua</i>	23.4	59.7	76.4	46.7	26.4			44.0*
<i>Myiozetetes similis</i>	23.1			25		0.1		tolerante à borda
<i>Tyrannus melancholicus</i>	44.4	16.7		18.8	16.7			20.1*
<i>Empidonomus varius</i>	23.7							borda-preferente
<i>Conopias trivirgatus</i>	16.7							borda-preferente
<i>Colonia colonus</i>		16.7						interior-preferente
<i>Myiophobus fasciatus</i>				16.7				tolerante à borda
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	34.6	23	20.7	16.7				7.1

<i>Lathrotriccuseuleri</i>	25	22.9	24.4	19		1.0	generalista
<i>Cyclarhisgujanensis</i>	124	22.2	89.6	26.7		117.8*	borda-preferente
<i>Vireochivi</i>	25			16.7		1.7	tolerante à borda
<i>Cyanocoraxchrysops</i>	16.7	36.4	16.7	34.1	17.5		16.2*
<i>Cantorchilusleucotis</i>	36.4			27		1.4	tolerante à borda
<i>Turdusleucomelas</i>	99.4	21.1	30.1	57.5	20		91.0*
<i>Turdusamaurochalinus</i>	18.5		22.2	16.7		0.8	tolerante à borda
<i>Turdussubalaris</i>		16.7					interior-preferente
<i>Arremonflavirostris</i>			16.7				tolerante à borda
<i>Setophagapitiayumi</i>		33.3		16.7		5.7	tolerante à borda
<i>Basileuterusculicivorus</i>		52.6	28.8	18.5	20.8		22.2*
<i>Cacicushaemorhous</i>	20	28.9	78.9	55.3	20.8		61.4*
<i>Icteruscayanensis</i>	19	19	20.5	25	16.7		1.9
<i>Icteruscroconotus</i>				16.7			tolerante à borda
<i>Molothrusbonariensis</i>	22.2						borda-preferente
<i>Saltatorsimilis</i>		16.7					interior-preferente
<i>Nemosiapileata</i>	22.2	20	16.7	16.7			1.2
<i>Ramphoceluscarbo</i>	30.2		16.7	27.2	20		5.1
<i>Laniocucullatus</i>	16.7		16.7			0.0	tolerante à borda
<i>Laniopenicillata</i>	16.7						borda-preferente
<i>Tangarasayaca</i>	74.5	33.3	23.8	27.4	16.7		51.4*
<i>Tangarapalmarum</i>	25		16.7	16.7		2.3	tolerante à borda
<i>Tangaracayana</i>		16.7					interior-preferente
<i>Cissopisleverianus</i>		22.2	16.7	16.7		1.1	tolerante à borda
<i>Tersinaviridis</i>				16.7			tolerante à borda
<i>Dacniscayana</i>		16.7	16.7	22.2		1.1	tolerante à borda
<i>Hemithraupisguira</i>	20	16.7				0.3	tolerante à borda
<i>Conirostrumspeciosum</i>	16.7	19	20	22.2			0.8
<i>Euphoniachlorotica</i>	38.3	27	22.2	30.2	16.7		10.0

* denota diferença significativa na abundância entre os tipos de fragmentos ($\alpha=0,01$).

	<i>Glaucidium brasilianum</i>	-	-	0.37	0.33	0.22	0,32	0.27	0.36	0.26	0.23	CA	68
NYCTIBIIDAE	<i>Nyctibius griseus</i>	-	-	-	0.17	-	-	-	-	-	-	IN	173
CAPRIMULGIDAE	<i>Antrostomus rufus</i>	-	-	-	-	-	-	0.17	0.17	-	-	IN	93
	<i>Lurocalis semitorquatus</i>	-	-	0.17	0.17	0.17	0,17	-	-	-	0.17	IN	84
	<i>Hydropsalis albicollis</i>	0.17	0.33	-	-	0.17	-	-	0.17	-	-	IN	66
TROCHILIDAE	<i>Phaethornis pretrei</i>	0.25	0.23	-	-	-	0,17	-	-	-	-	NE	5
	<i>Florisuga fusca</i>	-	-	-	-	-	-	-	0.17	-	-	NE	8
	<i>Anthracothonax nigricollis</i>	0.22	-	-	-	-	-	-	0.17	-	-	NE	7
	<i>Chlorostilbon lucidus</i>	0.29	0.21	-	-	-	-	-	-	-	-	NE	4
	<i>Hylocharis chrysura</i>	0.42	0.41	0.33	0.2	0.24	0,17	0.17	0.34	0.27	0.17	NE	4.3
TROGONIDAE	<i>Trogon surrucura</i>	-	-	0.17	0.29	0.17	0,19	0.66	0.45	0.46	0.34	OM	73
	<i>Trogon rufus</i>	-	-	-	0.33	-	-	-	-	-	-	OM	52
MOMOTIDAE	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	-	-	0.17	0.32	-	-	-	-	-	-	IN	145
	<i>Momotus momota</i>	-	-	-	-	-	-	0.86	0.55	0.4	0.27	IN	140
GALBULIDAE	<i>Galbula ruficauda</i>	-	0.21	-	0.17	-	-	-	-	-	-	IN	26.5
BUCCONIDAE	<i>Notharchus macrorhynchos</i>	-	-	-	0.17	-	-	-	-	0.17	-	IN	95.9
RAMPHASTIDAE	<i>Ramphastos toco</i>	0.17	0.25	0.22	-	0.33	-	0.19	0.17	0.33	0.32	FR	680
	<i>Pteroglossus castanotis</i>	0.17	-	0.28	0.27	-	0,2	0.17	0.22	0.19	0.25	FR	275
PICIDAE	<i>Picumnus albosquamatus</i>	0.22	0.24	-	-	-	-	-	-	0.17	-	IN	11.9
	<i>Melanerpes candidus</i>	-	0.17	-	-	0.17	-	0.17	-	0.17	-	IN	117
	<i>Melanerpes flavifrons</i>	-	-	0.22	0.22	-	-	-	-	0.22	0.25	IN	56
	<i>Veniliornis passerinus</i>	-	0.17	-	-	-	-	-	0.2	0.17	-	IN	32.1
	<i>Colaptes melanochloros</i>	0.17	-	0.17	0.25	0.2	0,2	-	0.33	-	0.33	IN	139
	<i>Celeus flavescens</i>	-	-	-	-	-	-	0.17	0.22	0.2	0.29	IN	137
	<i>Dryocopus lineatus</i>	-	-	0.22	0.17	0.17	0,22	0.17	0.17	0.17	0.4	IN	201
	<i>Campephilus robustus</i>	-	-	-	0.17	-	-	-	-	-	-	IN	262
FALCONIDAE	<i>Herpetotheres cachinnans</i>	0.17	-	0.17	0.22	-	0,25	0.17	-	0.33	0.33	CA	683
	<i>Micrastur semitorquatus</i>	-	-	-	0.21	-	0,17	0.22	0.19	0.17	0.5	CA	702

	<i>Falco ruficularis</i>	-	-	0.17	-	-	-	-	-	-	CA	175	
PSITTACIDAE	<i>Ara chloropterus</i>	-	0.17	-	-	-	-	-	0.22	0.21	FR	1357	
	<i>Primolius maracana</i>	-	-	-	0.17	-	-	0.17	-	0.33	FR	256	
	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0.4	0.21	0.24	0.49	0.28	0,17	0.32	0.25	0.17	0.29	FR	159
	<i>Eupsittula aurea</i>	0.33	-	-	-	-	-	-	-	0.17	-	FR	84
	<i>Pyrrhura frontalis</i>	-	-	0.35	0.34	0.17	0,27	0.17	-	0.23	0.25	FR	83
	<i>Forpus xanthopterygius</i>	0.28	0.22	-	-	-	-	-	-	-	-	FR	30
	<i>Brotogeris chiriri</i>	0.19	0.35	-	-	-	-	-	-	-	-	FR	60
	<i>Pionus maximiliani</i>	-	-	0.19	0.43	-	-	0.17	-	0.17	0.17	FR	263
	<i>Amazona aestiva</i>	0.21	0.2	0.82	0.7	0.35	0,87	0.22	0.2	0.59	0.56	FR	400
THAMNOPHILIDAE	<i>Dysithamnus mentalis</i>	-	-	0.17	0.71	-	-	-	-	-	-	IN	18.9
	<i>Herpsilochmus longirostris</i>	-	0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	IN	12.8
	<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	-	-	-	0.22	-	-	-	-	-	-	IN	11.2
	<i>Thamnophilus doliatus</i>	0.36	0.52	-	-	-	0,17	0.17	0.29	-	-	IN	27
	<i>Thamnophilus caerulecens</i>	-	-	-	-	-	0,17	-	-	-	-	IN	21
	<i>Taraba major</i>	-	0.32	-	-	-	-	0.48	0.41	1.45	0.56	IN	60
	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	-	0.17	-	-	-	-	-	-	-	0.17	IN	38.8
	<i>Pyriglena leucoptera</i>	-	-	-	0.33	-	-	-	-	-	-	IN	28.8
CONOPOPHAGIDAE	<i>Conopophaga lineata</i>	-	-	0.25	0.41	0.22	0,17	-	-	-	-	IN	24.5
DENDROCOLAPTIDAE	<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	-	0.2	-	-	-	-	0.17	0.24	-	-	IN	40.8
	<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>	-	-	-	0.17	-	-	-	-	-	-	IN	31.5
	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	-	0.22	0.4	0.25	-	0,17	0.17	0.17	0.21	0.22	IN	62
	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	-	0.5	0.22	0.45	-	-	-	-	0.17	-	IN	120
FURNARIIDAE	<i>Clibanornis rectirostris</i>	0.22	0.17	-	-	-	-	-	0.17	-	-	IN	48
	<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	-	-	-	-	-	-	0.17	0.17	-	-	IN	15.2
	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0.17	-	IN	13.8
	<i>Synallaxis frontalis</i>	-	0.19	-	-	-	-	-	-	-	-	IN	14
	<i>Cranioleuca vulpina</i>	0.33	0.47	-	-	-	-	-	0.33	-	-	IN	16

PIPRIDAE	<i>Pipra fasciicauda</i>	-	-	0.17	-	0.2		0.17	0.17	0.17	-	FR	15.9
TITYRIDAE	<i>Tityra inquisitor</i>	-	-	0.17	0.17	0.19		0.17	-	-	0.17	OM	43.1
	<i>Tityra cayana</i>	-	-	0.21	0.28	0.2	0,33	0.17	0.24	0.19	0.25	OM	79.5
	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0.47	0.45	-	0.17	0.22		0.22	0.19	0.17	-	FR	24
	<i>Pachyramphus validus</i>	0.36	0.29	0.17	-	0.17		-	0.33	-	-	IN	49
COTINGIDAE	<i>Procnias nudicollis</i>	-	-	-	-	-		-	-	-	0.5	FR	193
RHYNCHOCYCLIDAE	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	-	-	0.17	0.17	-	0,31	-	-	0.33	-	IN	12
	<i>Todirostrum cinereum</i>	1.16	0.64	-	-	-		-	-	-	-	IN	6.8
	<i>Poecilotriccus latirostris</i>	-	-	-	-	-		0.2	0.51	0.19	-	IN	8.5
	<i>Myiornis auricularis</i>	-	0.17	0.26	0.39	0.78	0,87	0.2	0.22	0.42	0.29	IN	5.3
	<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0.3	0.28	-	-	-		0.17	-	-	-	IN	8.4
TYRANNIDAE	<i>Camptostoma obsoletum</i>	0.25	0.63	-	0.17	0.17		0.17	0.17	-	-	OM	8.5
	<i>Elaenia flavogaster</i>	0.44	0.32	-	-	-	0,21	0.17	-	0.17	-	OM	27
	<i>Elaenia spectabilis</i>	0.41	0.41	-	-	-		0.17	0.27	-	-	OM	29
	<i>Elaenia parvirostris</i>	-	-	-	0.17	-		-	-	-	-	OM	16
	<i>Myiopagis caniceps</i>	0.17	-	0.17	0.17	0.25	0,33	0.17	0.17	0.17	0.17	IN	10.5
	<i>Myiopagis viridicata</i>	-	0.27	0.17	0.17	0.17	0,17	0.19	0.33	0.17	-	IN	13
	<i>Capsiempis flaveola</i>	0.4	-	-	0.17	-		-	0.33	-	-	IN	7.7
	<i>Legatus leucophaeus</i>	-	-	-	-	-		-	0.17	-	-	OM	22.2
	<i>Myiarchus swainsoni</i>	0.19	0.2	-	-	-		-	-	-	-	IN	28
	<i>Myiarchus ferox</i>	0.48	0.33	-	-	-		0.17	0.19	-	-	IN	27.5
	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0.33	0.33	-	-	-		-	0.17	-	-	IN	30
	<i>Sirystes sibilator</i>	-	-	-	0.2	-		-	-	0.33	-	IN	32.3
	<i>Casiornis rufus</i>	-	-	-	-	-		0.19	0.25	0.17	-	IN	24.8
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	1.37	0.85	0.3	0.21	0.24	0,57	0.62	0.62	0.29	0.26	OM	66
	<i>Myiodynastes maculatus</i>	0.33	0.66	0.17	0.17	0.17	0,17	0.33	0.2	0.17	-	OM	44
	<i>Megarynchus pitangua</i>	0.17	0.34	0.64	0.56	0.75	0,78	0.41	0.55	0.27	0.26	OM	63
	<i>Myiozetetes similis</i>	0.17	0.25	-	-	-		0.25	0.25	-	-	OM	28

	<i>Tyrannus melancholicus</i>	0.38	0.55	-	0.17	-	0.17	0.2	0.17	0.17	IN	39
	<i>Empidonomus varius</i>	0.36	0.19	-	-	-	-	-	-	-	OM	28
	<i>Conopias trivirgatus</i>	-	0.17	-	-	-	-	-	-	-	IN	22
	<i>Colonia colonus</i>	-	-	-	0.17	-	-	-	-	-	IN	18.3
	<i>Myiophobus fasciatus</i>	-	-	-	-	-	-	0.17	-	-	IN	11
	<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0.32	0.38	0.27	0.19	0.24	0,19	-	0.17	-	IN	14
	<i>Lathrotriccus euleri</i>	0.25	0.25	0.19	0.38	0.25	0,24	0.33	0.17	-	IN	11
VIREONIDAE	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0.96	1.76	0.67	0.17	0.83	0,97	0.33	0.24	-	IN	27
	<i>Vireo chivi</i>	-	0.25	-	-	-	-	0.17	-	-	IN	16
CORVIDAE	<i>Cyanocorax chrysops</i>	-	0.17	0.32	0.53	0.17	0.25	0.54	0.19	0.17	OM	181
TROGLODYTIDAE	<i>Cantorchilus leucotis</i>	-	0.36	-	-	-	0.22	0.32	-	-	IN	15.5
TURDIDAE	<i>Turdus leucomelas</i>	0.96	1.03	0.17	0.29	0.21	0,48	0.59	0.56	0.2	FR	69.1
	<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.17	0.19	-	-	-	0,22	0.17	0.17	-	OM	62
	<i>Turdus subalaris</i>	-	-	0.17	-	-	-	-	-	-	OM	49.5
PASSERELLIDAE	<i>Arremon flavirostris</i>	-	-	-	-	0.17	-	-	-	-	OM	30.9
PARULIDAE	<i>Setophaga pitiaiyumi</i>	-	-	-	0.33	-	-	0.17	-	-	IN	8.5
	<i>Basileuterus culicivorus</i>	-	-	0.42	0.71	0.21	0,42	0.19	0.17	0.22	IN	10.5
ICTERIDAE	<i>Cacicus haemorrhous</i>	-	0.2	0.29	0.29	0.79	0,79	0.77	0.43	0.2	OM	77
	<i>Icterus cayanensis</i>	0.22	0.18	0.17	0.2	0.22	0,19	0.22	0.26	0.17	OM	43.3
	<i>Icterus croconotus</i>	-	-	-	-	-	0.17	0.17	-	-	OM	65
	<i>Molothrus bonariensis</i>	0.33	0.17	-	-	-	-	-	-	-	OM	52
THRAUPIDAE	<i>Saltator similis</i>	-	-	-	0.17	-	-	-	-	-	OM	43.3
	<i>Nemosia pileata</i>	0.17	0.25	0.17	0.22	0.17	0,17	-	0.17	-	OM	17
	<i>Ramphocelus carbo</i>	0.17	0.41	-	-	-	0,17	0.26	0.28	0.21	OM	28.5
	<i>Lanio cucullatus</i>	0.17	0.17	-	-	0.17	-	-	-	-	FR	15.5
	<i>Lanio penicillata</i>	-	0.17	-	-	-	-	-	-	-	IN	27
	<i>Tangara sayaca</i>	0.81	0.69	0.33	-	0.17	0,33	0.33	0.26	-	OM	36
	<i>Tangara palmarum</i>	0.25	-	-	-	-	0,17	-	0.17	-	OM	39

	<i>Tangara cayana</i>	-	-	0.17	0.17	-	-	-	-	-	OM	18	
	<i>Cissopis leverianus</i>	-	-	-	0.22	0.17	-	0.17	-	-	IN	76	
	<i>Tersina viridis</i>	-	-	-	-	-	0.17	0.17	-	-	FR	31	
	<i>Dacnis cayana</i>	-	-	-	0.17	-	0,17	0.33	0.17	-	OM	15.5	
	<i>Hemithraupis guira</i>	0.17	0.22	-	0.17	-	-	-	-	-	OM	12	
	<i>Conirostrum speciosum</i>	0.17	0.17	-	0.19	0.18	0,25	-	0.22	-	OM	10.5	
FRINGILLIDAE	<i>Euphonia chlorotica</i>	0.3	0.49	0.22	0.4	0.17	0,27	0.22	0.47	0.17	0.17	FR	11

MR = matas ripárias: CA = Caracu (4,5 ha) e SP = São Pedro (11 ha); FGPR = fragmentos grandes na margem paranaense: BL = Fazenda Bello (536 ha) e SF = Fazenda Santa Francisca (551 ha); FPPR = fragmentos pequenos na margem paranaense: DPa = Fazenda Divina Pastora (102 ha) e DPb = Fazenda Divina Pastora (115 ha); FPMS = fragmentos pequenos na margem sul mato-grossense: JC= Jacu (72 ha) e RA = Raimundo (174 ha); FGMS = fragmentos grandes na margem sul mato-grossense: BDa = Fazenda Bandeirantes (417 ha) e BDb = Fazenda Bandeirantes (730 ha).