

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

EDSON VARGA LOPES

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

Maringá  
2009

EDSON VARGA LOPES

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 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  
2009

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

L864b      Lopes, Edson Varga, 1968-  
              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 / Edson Varga Lopes. -- Maringá, 2009.  
              83 f. : il.

              Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2009.

              Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos.

              1. Avifauna – Biogeografia – Planície alagável – Alto rio Paraná. 2. Avifauna – Fragmentação florestal – Planície alagável – Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".

CDD 22. ed. –598.173409816  
NBR/CIP - 12899 AACR/2

## FOLHA DE APROVAÇÃO

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 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  
UEM-PEA/UEL (Presidente)

Dr<sup>a</sup> Jaqueline Goerck  
SAVE Brasil

Dr. Jorge Luiz Berger Albuquerque  
Associação Montanha Viva

Prof. Dr. Erivelto Goulart  
Universidade Estadual de Maringá

Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki  
Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 22 de junho de 2009

Local de defesa: Anfiteatro do Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

À minha querida mãe,  
de quem roubei tantas noites de sono

## AGRADECIMENTOS

Poder agradecer aos que, de alguma forma, contribuíram com este trabalho é uma satisfação. Monografia, seguramente não é um termo adequado para denominar um trabalho de conclusão de curso (TCC), uma dissertação de mestrado, e muito menos uma tese de doutorado. Em todas as etapas de realização deste trabalho, recebi apoio de inúmeras pessoas e de várias instituições. Nesta seção quero agradecer a todos que colaboraram de alguma forma para a construção da presente tese. Não há uma sequência lógica para a apresentação dos nomes dos colaboradores, todos são merecedores dos meus sinceros agradecimentos e peço desculpa por não poder citar todos nominalmente, pois o papel não seria suficiente.

Sou apaixonado por aves desde que me conheço por gente. Minhas recordações mais remotas envolvem aves. Sem exageros, desde que aprendi a andar comecei a colocar aves na gaiola. Não por maldade, mas por ignorância (como a maioria dos passarinhos). O amor pelas aves era tanto que eu as queria próximo a mim o tempo todo e, no meu egoísmo humano, nunca quis saber a opinião das aves; será que elas queriam ficar junto a mim? Hoje eu aprendi que para ficar próximo de uma ave e vê-la fazer o que nasceu para fazer é necessário ir até ela, em seu habitat, e não obriga-la a ficar próximo de ti. Ser visitado por uma ave transmite uma paz e um prazer infinitamente maiores do que vê-la através de uma grade. Que bom que eu aprendi isso. Espero que todos os passarinhos aprendam esta verdade um dia, mas até lá não os condeno pelo que são.

Para um apaixonado por aves como eu, trabalhar com o Prof. Luiz desde o primeiro ano da graduação foi uma das grandes oportunidades da minha vida. Devo muito a ele por minha mudança de passarinho à ornitólogo. Quero agradecer de forma muito especial ao Prof. Luiz dos Anjos. Tenho sido seu orientado desde o primeiro ano de graduação, há 10 anos, o que reconheço, não deve ser muito comum. Creio que pontos de vista parecidos contribuíram para uma convivência tão longa. Durante estes anos de convivência aprendi muito com o Prof. Luiz, não somente sobre aves, mas sobre postura, responsabilidade e ética. Como orientador sempre foi impecável, estando sempre à disposição, e como líder da nossa equipe sempre soube ouvir e respeitar as opiniões alheias. Como profissional é um modelo em sua área de atuação. Além disso, com o Luiz, aprendi que não dá para salvar o mundo sozinho, como todo biólogo recém formado o quer, mas que é possível contribuir para isto fazendo bem feita a sua parte. Espero um dia poder alcançar a qualidade do Prof. Luiz enquanto pesquisador e orientador.

O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) forneceu importante apoio financeiro através do Programa Mata Atlântica, para a seleção das áreas de estudo. O CNPq também forneceu imprescindível apoio financeiro através da concessão de bolsa de estudo de doutorado e de doutorado sanduíche, além da taxa de bancada. Sem este apoio financeiro do CNPq dificilmente eu poderia ter realizado esta pesquisa. Sou grato também ao Núcleo de Pesquisas em Liminologia Ictiologia e aquíicultura (Nupélia) e à Universidade Estadual de Londrina (UEM), que possibilitaram, além do recebimento do apoio financeiro do CNPq, toda a estrutura necessária para a realização deste trabalho. No Brasil, e mesmo fora dele, ter à disposição, uma estrutura como a destas instituições é realmente um privilégio para poucos.

Os amigos Edson Santana da Universidade estadual de Londrina (UEL) e Sebastião, Alfredo e Agaito da base do Nupélia em Porto Rico ajudaram a selecionar as áreas de estudo e estabelecer os pontos de amostragem. Sou grato aos motoristas do Nupélia, Seu Celso e Seu Ni, que com muito boa vontade e sempre com bom humor me levaram para algumas campanhas de campo, transmitindo ao longo do caminho um pouco de suas experiências de vida.

A colaboração e apoio dos proprietários rurais, da Secretaria de Meio Ambiente (SEMA) do estado de Mato Grosso do Sul e de alguns funcionários das fazendas e do Parque das Várzeas do Rio Ivinhema foi providencial. Os Senhores Osvaldo (Fazenda Bandeirante; Taquarussu), Guido Nogueira (Fazenda Divina Pastora; Porto Rico), Neco Garcia (Fazenda Santa Francisca; Querência do Norte) e a Senhora Eunéia (Fazenda Belo II; Querência do Norte) permitiram a pesquisa em áreas de florestas localizadas em suas propriedades. No Parque da Várzeas do Rio Ivinhema e nas Fazendas Bandeirante, Santa Francisca e Belo II nos foi gentilmente cedido alojamento durante campanhas de campo. Na fazenda Santa Francisca, além do alojamento, recebemos alimentação completa em todas as visitas e na fazenda Belo II, além do alojamento e da alimentação pude desfrutar da convivência com o Polaco, sua esposa e seu casal de filhos, pessoas simplesmente maravilhosas. Na fazenda Bandeirante, além do Seu Osvaldo, fizemos ótima amizade com o Seu Tião e sua esposa, Dona Cida.

Vários funcionários do Nupélia foram importunados por mim com minhas constantes dúvidas sobre os mais variados assuntos. Sempre fui muito bem tratado e agradeço sinceramente a amizade e o profissionalismo de todos. Aldenir, Jocemara, Maria Salete, Jaime, Job, Prof. Erivelto, Prof. Luiz, Prof. Sidinei, Prof. Ângelo, Gazu, Andréa, Suzi, Rose e Cecília, são algumas das pessoas que mais perturbei, mas tive contato com muito mais

peessoas no Nupélia, na verdade, muitas para mencionar todas aqui sem cometer nenhuma injustiça. A toda a família Nupélia sou muito grato. Aos Professores Erivelto e Sidnei, agradeço ainda por comporem a banca avaliadora do meu Exame Geral de Qualificação (EGQ) contribuindo com ótimas sugestões para melhorar o trabalho.

Os funcionários que atuam base de pesquisa avançada do Nupélia, em Porto Rico contribuem para manter a qualidade do trabalho realizado pelo Nupélia. Quando tinha que ir à base de Porto Rico, sempre tinha certeza de que a ia encontrar em ótimas condições de uso. A dedicação de todos os funcionários é elogiável, mas a dedicação com que o Senhor Sebastião Rodrigues acompanha os alunos e pesquisadores é fora do comum. Quem tem a chance de conhecê-lo um pouco mais de perto logo percebe que o coração dele é maior que o próprio. Agradeço pelos dias de convivência e aprendizado com o Tião e mais ainda por sermos hoje não colegas, mas, amigos.

Agradeço à Jaqueline Goerck, Jorge Luiz Berger Albuquerque, Cláudio Henrique Zawadzki, e novamente ao Prof. Erivelto, que se dispuseram a compor a banca avaliadora da presente tese. A contribuição destas pessoas seguramente melhorou a qualidade final do trabalho. Neste agradecimento incluo ainda João Batista Campos e Hernán Fandiño Mariño, que se dispuseram a ser suplentes da banca avaliadora.

Durante os quatro meses que passei na Espanha, realizando o doutorado sanduíche, aprendi muito e desenvolvi várias amizades. Os amigos Prof. Germám, Josy, Miguelangelo, Pablo, Marina e seus familiares fizeram da minha estada na Espanha uma experiência gratificante, em que aprendi muito sobre Ecologia, sobre o mundo, sobre o ser humano e sobre mim mesmo. Além disso, a orientação acadêmica que recebi do prof. Germám contribuiu para melhorar a qualidade desta tese e da minha formação.

Nada como um bom churrasco com os amigos Pedro, Raquel, Henrique e Juliana para, de vez em quando, tirar o fio da tomada. Esta é uma parte fundamental do processo, especialmente para pessoas que, como eu, acreditam que uma vida equilibrada é aquela em que você conquista e desfruta ao longo da vida, e não somente acumula conquistas. Os amigos e colegas de laboratório, de Maringá e de Londrina, Sáuria, Cassius, Bruno e especialmente a Camila participaram de discussões que contribuíram para esta conquista.

Há quase quatro anos, uma pessoa muito especial divide comigo os sabores desta conquista. O apoio que recebi de Annelise Rosenthal Figueiredo, somente ela poderia ter me dado. Sua presença em minha vida enche meu coração de inspiração e me dá ânimo e motivação para seguir. Sua voz nos momentos mais difíceis me acalma e esclarece e sua paciência goiana tempera, na medida, a minha ansiedade. Mais uma vez Deus colocou em

meu caminho a pessoa certa, no momento certo. Nestes quase quatro anos, tivemos poucas oportunidades de passar uma semana inteira juntos. Espero que daqui para frente eu possa estar junto contigo fisicamente, por mais tempo para poder retribuir um pouco do que já fizestes por mim.

Aos meus familiares, com os quais eu sei que posso contar a qualquer momento e em qualquer situação. Minha mãe tem segurado incontáveis barras nos últimos 10 anos enquanto eu fazia a graduação, o mestrado e agora o doutorado. Esta conquista é tão dela quanto minha, e espero que o orgulho que possa estar sentindo compense um pouco do muito que se dedicou à minha formação como ser humano. Minha irmã, Edna, além de tudo, revisou a gramática do manuscrito, mesmo sem tempo disponível. Os meus tios, Lídia e João, me acolheram como a um filho em sua casa, no período em que ainda não havia alugado uma residência em Maringá. Incluo ainda neste parágrafo o Sebastian Ludwig (Tião), meu fiel escudeiro, e aquele com quem há mais de 10 anos divido meu lar, e que vigiou meus bens materiais no período em que residi e Maringá, indo à Londrina apenas nos finais de semana. Também considero minha família a Dona Amélia, minha vizinha em Maringá, e que cuidou de mim como se fosse seu filho no período em que dividimos o mesmo lote.

Como já disse, muitas pessoas colaboraram com a tese, algumas de forma fundamental em algum determinado momento, mas as intervenções de Luciana Baza Mendonça foram fundamentais em incontáveis momentos. Começou me ensinando os caminhos burocráticos dentro do Departamento (acreditem isto faz diferença), Companheira para qualquer empreitada, em campo ou na cidade, e com a postura mais reta que já vi. Seu caráter e sua filosofia de vida são exemplos a serem seguidos, e a convivência contigo me ensinou muito, e fez de mim uma pessoa melhor. Luciana, bem aventurados os que têm o privilégio de conviver contigo e beber um pouco da tua paz e sabedoria.

Pelo exposto acima, e acima de tudo, agradeço a Deus por esta conquista. Agradeço-lhe pelo meu caminho ser tão afortunado. Me sinto realmente uma pessoa iluminada, porém, a luz que me ilumina não emana de mim, e sim de todas as pessoas, de fato iluminadas, com quem tenho o privilégio de conviver. Agradeço as incontáveis boas oportunidades que sempre tive em minha vida, e a chance de poder me dedicar profissionalmente a algo que me é tão prazeroso. Gostaria que todos se sentissem tão bem aventurados quanto eu me sinto nesta fase de minha vida.

Nunca deixe de acreditar na possibilidade  
de realização dos seus sonhos

# 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

## RESUMO

Este estudo analisou a distribuição da avifauna florestal e a sua sensibilidade à fragmentação florestal na região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná (PAAP), comparando a avifauna das duas margens (Mato Grosso do Sul; MS e Paraná; PR) do rio Paraná. As paisagens das duas margens são diferentes em função da proximidade com o limite de distribuição das zonas biogeográficas Centro Sul Americana (CSA) e Atlântica (ATL), cada qual mais representativa em uma das margens, e pela presença da planície alagável apenas na margem MS. As comunidades foram semelhantes quanto a parâmetros estruturais, mas houve baixa similaridade qualitativa e quantitativa entre as margens, aparentemente por influência das afinidades biogeográficas; várias espécies associadas apenas à zona CSA ou ATL ocorreram somente, ou foram mais abundantes, na margem em que seriam esperadas. Houve maior proporção de espécies não sensíveis na margem MS, quando comparada à margem PR. Além disso, o grau de sensibilidade de 30% das espécies que ocorreram nas duas margens e a de grupos funcionais com características menos afetadas negativamente pela fragmentação, variou entre as margens. A sensibilidade das espécies associadas à zona CSA ou ATL mostrou-se distinta, uma vez que 100% das espécies associadas à zona CSA na margem MS foram não sensíveis enquanto as espécies associadas à zona ATL tiveram maior proporção de espécies sensíveis nas duas margens. No geral, o estudo sugeriu uma transição entre a avifauna das zonas CSA e ATL na região da PAAP e recomenda que estratégias de conservação de aves florestais não deveriam ser generalizadas uma vez que a sensibilidade de grupos funcionais ou de cada espécie pode variar entre paisagens.

**Palavras-chave:** Afinidades biogeográficas. Avifauna. Distribuição espacial. Planície Alagável do Alto Rio Paraná.

# Biogeography and effects of forest fragmentation on birds of the Upper Paraná River Floodplain region, between Mato Grosso do Sul and Paraná States, Brazil

## ***ABSTRACT***

This study analyzed the forest birds distribution and sensitivity to forest fragmentation in the Upper Paraná River Floodplain (PAAP) region by comparing the avifauna of the two margins (Mato Grosso do Sul; MS and Paraná; PR) of the Paraná River. The landscapes of two margins are distinct because PAAP is located near the boundaries of both Central South America (CSA) and Atlantic Forest (ATL) biogeographic zone, with each margin being represented by one zone and due to the presence of a floodplain only at the MS margin. The communities were similar in structural parameters, but there were low qualitative and quantitative similarities between the margins, possibly due to the influence of the biogeographic zones; several species related either to CSA or ATL zones occurred exclusively, or were more abundant, at the margin where they were expected to occur. The avifaunal sensitivity to forest fragmentation varied between the margins, with greater proportion of bird species not sensitive at the MS margin. In addition, the degree of sensitivity of 30% of the species recorded at the two margins and the sensitivity of some functional groups with characteristics less affected negatively by fragmentation vary between the margins. The sensitivity of the species related to either the CSA or ATL zone was distinct, once that none of the species related to the CSA zone at MS margin were considered sensitive, while species related to the ATL zone had greater proportion of sensitive species at both margins. Overall, this study suggests a transition between the CSA and ATL avifauna in the PAAP region and recommends that conservation strategies should consider such regional feature since the sensitivity of functional groups or species can vary between landscapes.

***Keywords:*** Avifauna. Biogeographic affinities. Spatial distribution. Upper Paraná River Floodplain.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas *Ornitologia Neotropical* (capítulo 1) e *Biotropica* (capítulo 2) Disponíveis em: <<http://www.neotropicalornithology.org/revista/revista.html>> (capítulo 1) e <<http://www.wiley.com/bw/journal.asp?ref=0006-3606&site=1>> (capítulo 2)

## SUMÁRIO

<b>Sobre a zona de contato entre Mata Atlântica e Cerrado: uma análise da avifauna florestal da Planície Alagável do Alto Rio Paraná, Brasil. ....</b>	<b>13</b>
<i>ABSTRACT</i> .....	13
RESUMO .....	14
INTRODUÇÃO.....	15
MÉTODOS.....	17
Área de estudo .....	17
Procedimento de campo.....	20
Comentários adicionais e procedimento estatístico.....	20
RESULTADOS .....	23
DISCUSSÃO.....	27
AGRADECIMENTOS .....	33
REFERÊNCIAS .....	33
APÊNDICE .....	45
<b>Sensibilidade de aves à fragmentação florestal em duas distintas paisagens no alto rio Paraná, Brasil .....</b>	<b>51</b>
RESUMO .....	51
<i>ABSTRACT</i> .....	52
INTRODUÇÃO.....	53
MÉTODOS.....	55
Área de Estudo.....	55
Procedimento de campo e análise dos dados .....	58
RESULTADOS .....	61
DISCUSSÃO.....	63
AGRADECIMENTOS .....	68
LITERATURA citada.....	69
APÊNDICE .....	78

**Sobre a zona de contato entre Mata Atlântica e Cerrado: uma análise da avifauna florestal da região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná, Brasil.**

**Edson Varga Lopes**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais-PEA da Universidade Estadual de Maringá. Av. Colombo, 5790, Bloco G90, CEP 87.020-900, Maringá, PR, Brasil.

*E-mail:* papaformiga@yahoo.com.br

**Abstract. – On the contact zone of Atlantic Forest and Cerrado: an analysis of the forest avifauna of the Upper Paraná River Floodplain region, Brazil.** – This study compares the forest avifauna of the margins (Mato Grosso do Sul; MS and Paraná; PR) of the Paraná River in the Upper Paraná River Floodplain region. The landscape of the two margins are distinct because this region is a contact zone between the Central South America (CSA) and the Atlantic Forest (ATL) biogeographic zones (the former is more representative at the MS margin and the latter at the PR margin), and due to the occurrence of the floodplain only at the MS margin. Species' abundance was obtained using point counts in four forest areas at each margin. In total 105 bird species were recorded (86 at the MS margin and 76 at de PR margin). The communities were similar in relation to the mean number of species and contacts by point/day and in the proportion of species in taxonomic groups, and in categories of diet and habitat use. However, the low qualitative similarity between the margins suggests a species turnover. Of 40 species related either to the CSA or to the ATL zones, 25 occurred only, or were more abundant, at the margin where they were expected by their biogeographic affinities to one or other zone. Species related only to the CSA zone and those at the periphery of their geographic ranges had smaller probability of occurrence at the two margins. Possible cases of ecological replacements occurred between *Dendrocolaptes platyrostris*/*Dendrocolaptes platyrostris intermedius* and *Momotus momota*/*Baryphthengus ruficapillus*. Species distribution and abundance appears to reflect some association to either the CSA or ATL zones and this suggests a transition between the avifauna of these two zones in the Upper Paraná River Floodplain region.

**Resumo.** – Este estudo comparou a avifauna florestal das margens (Mato Grosso do Sul; MS e Paraná; PR) do rio Paraná na região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná. As paisagens das duas margens são distintas entre si, pois a região é uma zona de contato entre as zonas biogeográficas Centro Sul Americana (CSA), mais representativa na margem MS e Atlântica (ATL), mais representativa na margem PR e pela ocorrência de uma planície alagável apenas na margem MS. Obteve-se a abundância das espécies em pontos de escuta em quatro áreas de floresta em cada margem. No total, registrou-se 105 espécies (86 na margem MS e 76 na margem PR). As comunidades foram semelhantes quanto ao número médio de espécies e de contatos por ponto/dia e na proporção de espécies em grupos taxonômicos e em categorias de dieta e de uso do hábitat. Contudo, houve baixa similaridade entre a composição específica das margens, sugerindo uma substituição de espécies. Das 40 espécies associadas apenas à zona CSA ou à zona ATL, 25 ocorreram apenas, ou foram mais abundantes, na margem em que seriam esperadas em função de suas afinidades biogeográficas a uma ou outra zona. Espécies associadas apenas à zona CSA, e que se encontravam próximas dos seus limites de distribuição geográfica tiveram menor probabilidade de serem encontradas nas duas margens. Possíveis casos de substituição de equivalentes ecológicos ocorreram entre *Dendrocolaptes platyrostris platyrostris*/*Dendrocolaptes platyrostris intermedius* e *Momotus momota*/*Baryphthengus ruficapillus*. A distribuição e abundância das espécies, de certa forma refletiram sua associação às zonas CSA ou ATL, sugerindo uma transição entre a avifauna destas duas zonas na região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná.

**Key words:** Avifauna, biogeographic affinities, transition zone between biomes.

## INTRODUÇÃO

O trecho do alto rio Paraná, localizado entre a foz do rio Ivinhema, no sul do estado de Mato Grosso do Sul, e a foz do rio Paranapanema no noroeste do estado do Paraná, é conhecido como Planície Alagável do Alto Rio Paraná (PAAP). O nome deriva de uma ampla planície alagadiça que se estende na margem direita do rio Paraná. Esta região foi uma das 12 escolhidas no Brasil para participar do Programa Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), sendo conhecida como sítio 6 (Agostinho *et al.* 2002). Na PAAP, os estudos referentes ao PELD são realizados pelo Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), da Universidade Estadual de Maringá (UEM), que já registrou na região mais de 2500 espécies pertencentes a vários *taxa* (Agostinho *et al.* 2002). Atualmente, a PAAP é considerada uma área de altíssima importância para conservação da biodiversidade (MMA 2002). A diversidade de espécies de aves da região é razoavelmente conhecida (Straube *et al.* 1996, Gimenes *et al.* 2007), porém apenas recentemente, através do PELD, estudos sobre ecologia de aves têm sido realizados na região da PAAP (Gimenes & Anjos 2004a, 2004b, 2006, 2007; Loures-Ribeiro & Anjos 2004, 2006; Mendonça *et al.* 2004, Mendonça & Anjos 2006).

A malha de drenagem associada ao rio Paraná abrange parte das zonas biogeográficas Centro Sul Americana (CSA), que inclui o Cerrado, a Caatinga e o Chaco e a zona Atlântica (ATL) que compreende a região da Mata Atlântica (*sensu* Parker III *et al.* 1996). Por meio das florestas ribeirinhas desta malha hidrográfica, estas duas zonas biogeográficas podem intercambiar organismos (Nores 1992, Silva 1996). A PAAP está localizada próxima do limite de distribuição das zonas CSA e ATL (Campos & Souza 1997), e nesta região, várias espécies associadas a uma ou outra zona encontram-se no seu limite de distribuição geográfica. Aguiar *et al.* (2007a) sugeriram que o rio Paraná, na região da PAAP, influencia processos evolutivos impedindo ou dificultando a dispersão de mamíferos. Por exemplo, *Cebus libidinosus* é uma espécie associada à zona CSA e na região da PAAP só ocorre na margem direita do rio Paraná (margem voltada para a zona CSA), enquanto *Cebus nigritus*, que é associada à zona ATL, é encontrada apenas na margem esquerda do rio (margem voltada para a zona ATL; Aguiar *et al.* 2007a). *Alouatta caraya* (CSA) e *Alouatta clamitans* (ATL) também teriam nesta região uma zona de contato, porém a última foi aparentemente extinta na região, possivelmente devido à fragmentação florestal (Aguiar *et al.* 2007a). Na região do Parque Nacional de Ilha Grande, *A. caraya* e *A. clamitans* ocorrem em simpatria e hibridizam (Aguiar *et al.* 2007b, Aguiar *et al.* 2008).

Na margem direita do rio Paraná na região da PAAP, ocorre uma extensa planície alagável e a paisagem se apresenta em mosaico natural de habitats, com habitats aquáticos, campestres e semi-abertos, além dos florestais, que na área de influência direta da planície ocorrem apenas nos pontos mais elevados (Campos & Souza 1997). Este mosaico natural de habitats torna a paisagem desta margem mais semelhante às formações abertas e semi-abertas que ocorrem no Cerrado. Na margem esquerda, o barranco do rio Paraná pode atingir vários metros de altura, permitindo o estabelecimento de uma paisagem florestal contínua (Maack 1981, Ab'Sáber 2003), como predomina na Mata Atlântica.

As zonas biogeográficas CSA e ATL refletem áreas de endemismos de aves, (Cracraft 1985, Haffer 1985, Porzecanski & Cracraft 2005), podendo ainda conter subáreas de endemismo (Silva & Bates 2002, Silva *et al.* 2004, Bencke *et al.* 2006). Os processos evolutivos relacionados à diversidade de aves nas zonas CSA e ATL foram distintos em alguns aspectos. Por exemplo, Silva & Santos (2005) sugeriram que a diversidade de espécies de aves do Cerrado, onde predominam formações abertas e semi-abertas, foi influenciada principalmente pelo intercâmbio de espécies com biomas vizinhos predominantemente florestais, enquanto a diversidade de espécies de aves da Mata Atlântica, que é predominantemente florestal, dar-se-ia principalmente devido a processos de produção interna de espécies. As zonas CSA e ATL abrigam uma avifauna diversificada, no entanto a zona ATL, com pouco mais de 1.000.000 km<sup>2</sup> possui 682 espécies de aves, enquanto a zona CSA, com mais de 3.000.000 km<sup>2</sup> (considerando o Cerrado, o Chaco e a Caatinga) possui 645 espécies (Stotz *et al.* 1996).

As diferenças entre as paisagens e processos predominantes nas zonas CSA e ATL podem ter gerado complexas zonas de contato entre elas. Tais situações são interessantes de serem estudadas, pois onde distintas zonas biogeográficas estão em contato, espécies típicas de uma ou de outra zona poderiam conviver lado a lado, resultando em comunidades singulares (Stotz *et al.* 1996, Schilthuizen 2000). Locais de transição (ecótonos e gradientes), onde comunidades diferentes se encontram, podem ser relativamente ricos em espécies (Gaston *et al.* 2001, Durigan *et al.* 2003 Metzger *et al.* 2006). Durigan *et al.* (2003) argumentaram que o gradiente florístico entre a Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica e o Cerradão (um tipo de formação florestal da região do Cerrado) pode se estender por muitos quilômetros. Apesar da grande área que representa, a zona de contato entre as zonas CSA e ATL geralmente não é tratada como unidade independente, o que acaba sendo desvantajoso para a sua conservação, e até o momento foi pouco estudada (Silva 1996, Silva & Bates 2002, Ab'Sáber 2003, Durigan *et al.* 2003, Silva & Santos 2005).

Neste estudo, foi realizada uma comparação da avifauna entre as margens do rio Paraná na região da PAAP. Os seguintes fatores foram considerados para a análise comparativa: 1) a composição da avifauna, 2) a riqueza de espécies, 3) o tamanho populacional de cada espécie, 4) a dieta e 5) o uso do hábitat. A hipótese testada foi de que estes parâmetros diferem entre as margens do rio Paraná na região da PAAP em função de tratar-se de uma zona de contato entre CSA e ATL, onde é marcante a diferença entre as paisagens. Também foi investigado se as afinidades biogeográficas das espécies em relação às zona CSA e ATL, assim como o tamanho da área de distribuição geográfica das espécies e a proximidade com o limite de distribuição geográfica das espécies influenciavam na distribuição delas na região da PAAP.

## MÉTODOS

*Área de estudo.* O presente estudo foi desenvolvido na região da PAAP (22°32'S a 22°59'S e 53°08'W a 53°4'W), no sul do estado de Mato Grosso do Sul e noroeste do estado do Paraná. Nesta região, o rio Paraná divide politicamente os estados de Mato Grosso do Sul, na margem direita e Paraná, na margem esquerda. Foram selecionadas quatro áreas (MS1 a MS4) na margem direita do rio Paraná (margem MS), nos municípios de Taquarussu e Jateí, e quatro áreas (PR1 a PR4) na margem esquerda deste rio (margem PR), nos municípios de Porto Rico e Querência do Norte (Fig. 1). MS1, MS2, MS3 e MS4 possuem área de 72 ha, 174 ha, 417 ha e 729 ha, respectivamente e PR1, PR2, PR3 e PR4 possuem área de 536 ha, 552 ha, 102 ha e 115 ha, respectivamente. A distância máxima entre as áreas de margens opostas foi de 38 km, entre MS3 e PR2, e a menor distância foi de 11 km, entre MS1 e PR1. Todas as áreas estão localizadas dentro da Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Alto Rio Paraná, além disso, as áreas MS1 e MS2 estão situadas dentro do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e a área PR2 é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural.

O relevo na região da PAAP apresenta clara assimetria entre as margens do rio Paraná. Uma ampla planície alagável ocorre apenas na margem MS, influenciando localmente na configuração da paisagem em uma faixa de até 20 km de distância do rio Paraná (Souza-Filho & Stevaux 1997, Agostinho *et al.* 2002). Segundo Thomaz *et al.* (1997), o pulso de inundação desta planície é considerado irregular se comparado a outros rios como o Orinoco e o Amazonas. O período de águas altas tem início entre outubro e janeiro, com duração até abril ou julho do ano subsequente, podendo ocorrer vários pulsos de inundação durante um mesmo ciclo hidrológico (Thomaz *et al.* 1997). Na área de influência direta dos pulsos de inundação,

predominam formações abertas e semi-abertas, e as florestas ocorrem apenas em terrenos mais elevados e bem drenados (Campos & Souza 1997).

Souza Filho & Stevaux (1997) sugeriram dividir o relevo da margem MS, até uma distância de 25 km do rio Paraná, em quatro zonas distintas em altitude e drenagem. A zona mais elevada situa-se entre 450 m e 300 m de altitude, e a mais baixa entre 240 m e 245 m de altitude. A planície, propriamente dita, ocorre abaixo de 240 m (Souza-Filho & Stevaux 1997). MS1 e MS2 localizam-se na zona mais baixa, a cerca de 5 km da margem do rio Paraná. Estas duas áreas margeiam uma lagoa com mais de 3 km de extensão e parte destas áreas pode ser alagada em anos de cheias mais pronunciadas (Assis 1991). MS3 e MS4 localizam-se a cerca de 20 km de distância da margem do rio Paraná e, embora não ocorram alagamentos nestas duas áreas, elas ainda recebem influência dos pulsos de inundação, uma vez que no entorno destas duas áreas ocorrem inúmeras lagoas, com diâmetro entre dezenas de metros a 1 km, e cujo nível da água é regulado pela dinâmica da planície. Na margem PR, o relevo desce de 500 m de altitude até cerca de 250 m próximo ao rio, em uma distância de 25 km (Souza-Filho & Stevaux 1997). Nesta margem, o rio Paraná apresenta barrancos que podem alcançar vários metros de altura (Maack 1981, Ab'Sáber 2003) o que permitiu o estabelecimento de uma floresta contínua. A distância das áreas PR1, PR2, PR3 e PR4 até a margem do rio Paraná variou de 1,5 km a 8 km, mas nenhuma delas sofre influência dos pulsos de inundação da planície como as áreas da margem MS.

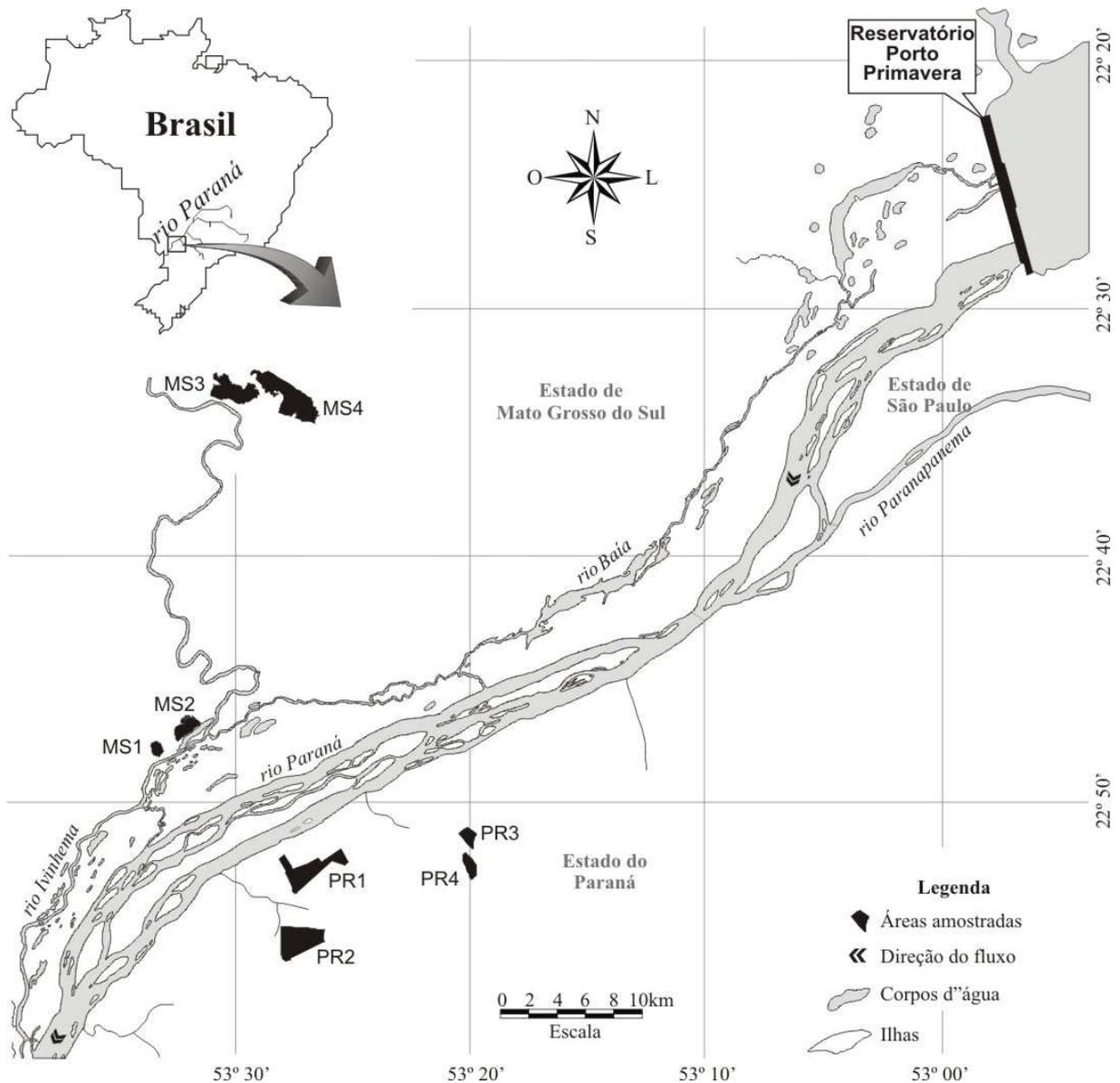


FIG. 1. Mapa da região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná (PAAP), indicando a localização das quatro áreas amostradas em cada margem do rio Paraná.

A área de estudo encontra-se oficialmente inserida na Mata Atlântica (zona ATL) (MMA 2002), mas localiza-se próxima do limite de distribuição da Mata Atlântica e do Cerrado (zona CSA), sendo este floristicamente mais representativo na margem MS (Campos & Souza 1997). Segundo a classificação do IBGE (1992), a floresta predominante na região é a Estacional Semidecidual, com ocorrência de duas formações: Floresta Estacional Semidecidual Fluvial, que ocorre nas ilhas, nas planícies aluviais e margeando a maioria dos afluentes do rio Paraná na margem MS, e a Floresta Estacional Semidecidual Submontana, que domina a paisagem na margem PR e ocorre nos terrenos mais elevados e bem drenados da margem MS (Campos & Souza 1997). Nas áreas MS1 e MS2, ocorre a Floresta Estacional

Semidecidual Fluvial, enquanto nas demais áreas de estudo, ocorre a Floresta Estacional Semidecidual Submontana. Atualmente, a cobertura florestal original em ambas as margens encontra-se bastante alterada, restando na região não mais que 1% de cobertura florestal original (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008). A temperatura média anual da região da PAAP é de 22°C, com média máxima de 26°C no verão e média mínima de 18°C no inverno e a pluviosidade anual gira em torno de 1500 mm (Maack 1981).

*Procedimento de campo.* A abundância das espécies foi obtida com o método de amostragem por pontos de escuta desenvolvido por Blondel *et al.* (1970) e empregado no Brasil pela primeira vez por Vielliard & Silva (1990). Para o presente estudo foram feitas algumas alterações em relação ao método original. Em cada área foram estabelecidos seis pontos (P1 a P6) ao longo de uma trilha, a uma distância de 200 m um do outro e no mínimo a 50 m da borda da floresta. O tempo de permanência em cada ponto foi de 15 minutos, com 15 minutos para deslocamento entre eles. As amostragens foram concentradas entre agosto e dezembro de 2006, coincidindo com o período reprodutivo da maioria das espécies de aves na região (Piratelli *et al.* 2000, Marini & Durães 2001). Neste período, cada ponto foi amostrado seis vezes, em seis dias distintos e os seis pontos de uma mesma área foram amostrados em cada manhã, na seguinte ordem: P2, P4, P6, P5, P3 e P1, em um dia e P5, P3, P1, P2, P4 e P6 no dia subsequente. Este esforço gerou um total de 36 amostras pontuais de 15 minutos em cada área, 144 em cada margem.

As amostragens principiavam ao alvorecer, com o início das atividades das aves diurnas, e eram encerradas duas horas e quarenta e cinco minutos após. Foram considerados registros visuais e/ou auditivos de aves que estivessem pousadas dentro de um raio estimado de 100 m do observador, sendo que cada indivíduo, casal ou grupo (para espécies sociais) foi considerado um contato.

*Comentários adicionais e procedimento estatístico.* Para comparar a avifauna florestal das margens MS e PR, as espécies registradas nas quatro áreas de cada margem foram consideradas em conjunto. Assim, as áreas MS1 a MS4 representam, em conjunto, a avifauna florestal da margem MS e as áreas, PR1 a PR4, representam a avifauna florestal da margem PR. A abundância relativa de cada espécie em cada margem foi expressa pelo Índice Pontual de Abundância (IPA), que foi obtido dividindo-se o número de contatos de cada espécie pelo total de pontos amostrados na área (Blondel *et al.* 1970, Vielliard & Silva 1990). Tal procedimento facilita comparações entre estudos com diferente esforço amostral (Anjos *et al.*

2008). No caso do presente estudo, como todas as áreas receberam idêntico esforço amostral, as análises estatísticas foram realizadas com base no número de contatos.

Foram consideradas para o estudo as espécies dependentes, em algum grau, de habitats florestais segundo Parker III *et al.* (1996). Não foram incluídas as aves com atividade noturna (famílias Strigidae, Caprimulgidae, Nyctibiidae). As famílias Accipitridae, Falconidae e Throchilidae, também não foram incluídas neste estudo, pois os beija-flores apresentam grande mobilidade e algumas aves de rapina apresentam hábitos discretos, dificultando sua detecção, fatores que tornariam a metodologia empregada pouco adequada para amostrar estes grupos.

A curva de rarefação de espécies foi empregada para comparar a riqueza de espécies entre as margens. A abundância de cada espécie registrada nas duas margens foi comparada com o teste *G* (não paramétrico), quando a frequência esperada foi igual ou maior que cinco (Fowler & Cohen 1986). O número médio de espécies e de contatos obtidos por ponto/dia nas duas margens foi comparado com a ANOVA de medidas repetidas. Para isto, foram testados e atendidos os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e de homogeneidade das variâncias (teste de Levene). A similaridade qualitativa e quantitativa entre as margens foi obtida com o Índice de Similaridade de Sørensen (Magurran 1988), o qual serviu também para averiguar a similaridade qualitativa entre as margens para três categorias de dieta: 1) frugívoros – espécies que se alimentam primariamente de frutos e/ou sementes, podendo incluir ocasionalmente na dieta artrópodes e/ou pequenos vertebrados, 2) insetívoros – espécies que se alimentam primariamente de artrópodes e ocasionalmente de pequenos vertebrados, raramente incluindo vegetais na dieta e 3) onívoros – espécies com dieta mista, composta por frutos e outras partes vegetais, artrópodes e/ou pequenos vertebrados. A classificação das espécies nas três categorias de dieta foi baseada em Willis (1979) e complementada com informações disponíveis em del Hoyo *et al.* (1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005) e observações de campo do autor.

A base de dados de Parker III *et al.* (1996) foi utilizada para classificar as espécies em duas categorias quanto ao uso do habitat: 1) espécies estritamente florestais e 2) espécies que ocorrem em habitats florestais e também em outros habitats. A mesma base de dados foi utilizada para classificar as espécies em três categorias de afinidades biogeográficas em relação às zonas CSA e ATL: 1) espécies associadas apenas à zona CSA, 2) espécies associadas apenas à zona ATL e 3) espécies associadas às zonas CSA e ATL. A maioria das espécies citadas no presente estudo também é associada a outras zonas biogeográficas além das zonas CSA e/ou ATL (Parker III *et al.* 1996), porém estas zonas não foram consideradas

no presente estudo. O teste de frequência s não paramétrico  $\chi^2$  para tabelas de contingência do tipo RxC (Kirkman 1996) foi empregado para investigar se o número de espécies nas categorias de uso do hábitat, taxonômicas (não Passeriformes, Suboscines e Oscines) (CBRO 2008) e de dieta (frugívoros, insetívoros e onívoros) se distribuía em semelhantes proporções nas duas margens. O teste foi aplicado quando a frequência esperada foi igual ou superior a cinco em todas as células (Fowler & Cohen 1986).

A regressão logística foi desenvolvida para investigar a distribuição das espécies na região. Esta técnica avalia a probabilidade de ocorrência de um determinado evento (Ayçaguer 1995). A variável dependente utilizada foi a ocorrência da espécie em uma, ou nas duas margens. Foram excluídas da regressão logística as espécies que tiveram um único contato (20 espécies), e as espécies registradas em apenas uma das oito áreas, com no máximo dois contatos (cinco espécies). As primeiras, obviamente, não poderiam estar presentes nas duas margens e as últimas foram consideradas ocasionais. Quatro outras espécies, *Herpsilochmus rufimarginatus*, *Pyriglena leucoptera*, *Cranioleuca vulpina* e *Procnias nudicollis*, registradas em apenas uma das oito áreas, mas com mais de dois contatos foram mantidas nesta análise.

Sete variáveis preditivas foram testadas. Quatro delas estão relacionadas à ecologia das espécies: 1) número de habitats que a espécie utiliza (NHB); 2) uso do hábitat, com valor um para espécies exclusivas de interior de floresta, dois para espécies exclusivas de borda de floresta, três para espécies de interior e borda de floresta, quatro para espécies de borda de floresta e habitats não florestais e cinco para espécies que ocorrem em interior e borda de floresta e em habitats não florestais (HAB); 3) número de estratos, de um a quatro (solo, estrato inferior, estrato médio e estrato superior/copa), que a espécie utiliza (EST); 4) hábito alimentar (frugívoro, insetívoro e onívoro; HBA). As demais variáveis preditivas estão relacionadas à: 5) associação às zonas CSA e/ou ATL (ZON); 6) proximidade ao limite de distribuição geográfica da espécie (PLD) e 7) tamanho da área de distribuição da espécie (TAD). As variáveis HBA e ZON são categóricas e apresentam três possibilidades de resposta, por isso foram tratadas como variáveis Dummy (Ayçaguer 1995). As informações para classificar as espécies quanto às variáveis NHB, HAB e EST foram obtidas em Parker III *et al.* (1996). As variáveis PLD e TAD foram determinadas de acordo com mapas disponíveis em Ridgely *et al.* (2007); a proximidade ao limite de distribuição foi definida como a distância, em quilômetros, entre o ponto médio central da área de estudo (considerando as oito áreas) e o limite mais próximo da distribuição geográfica da espécie. Para espécies cuja distribuição apresentada em Ridgely *et al.* (2007) não incluía a área de estudo, foi adotado

valor zero, assumindo que o registro da espécie neste local determinava um novo limite de sua distribuição geográfica. O tamanho da área de distribuição geográfica foi considerado em km<sup>2</sup>.

Foram atendidos os pressupostos para a regressão logística (Ayçaguer 1995) e o modelo foi selecionado pelo critério de informação de Akaike, com o teste de Wald para determinar as variáveis com contribuição significativa. Complementarmente, verificou-se a robustez do modelo, através da partição hierárquica, utilizando as mesmas espécies e variáveis empregadas na regressão logística. Com esta técnica foi quantificada a contribuição de cada variável preditiva, eliminando a influência das demais variáveis (Mac Nally 2000). Foram realizadas 999 randomizações para testar se a contribuição de cada variável era diferente de zero. Para todas as análises estatísticas mencionadas foi considerado  $\alpha = 0,05$ .

## RESULTADOS

No total, foram registradas 105 espécies, 86 na margem MS e 76 na margem PR (Apêndice). A curva de rarefação indicou maior riqueza de espécies na margem MS (Fig. 2), porém o número médio de espécies e de contatos, por ponto/dia foi semelhante entre as margens (Tabela 1). A similaridade qualitativa entre as margens foi de 70%, e a quantitativa foi de 57%. O número de espécies nas categorias de dieta, de uso do hábitat e taxonômicas foi encontrado em semelhantes proporções nas duas margens (Tabela 1). Das três categorias de dieta, a dos insetívoros apresentou a menor similaridade (59%) entre as margens enquanto a dos frugívoros (81%) foi a mais semelhante e a dos onívoros (74%) teve valor intermediário.

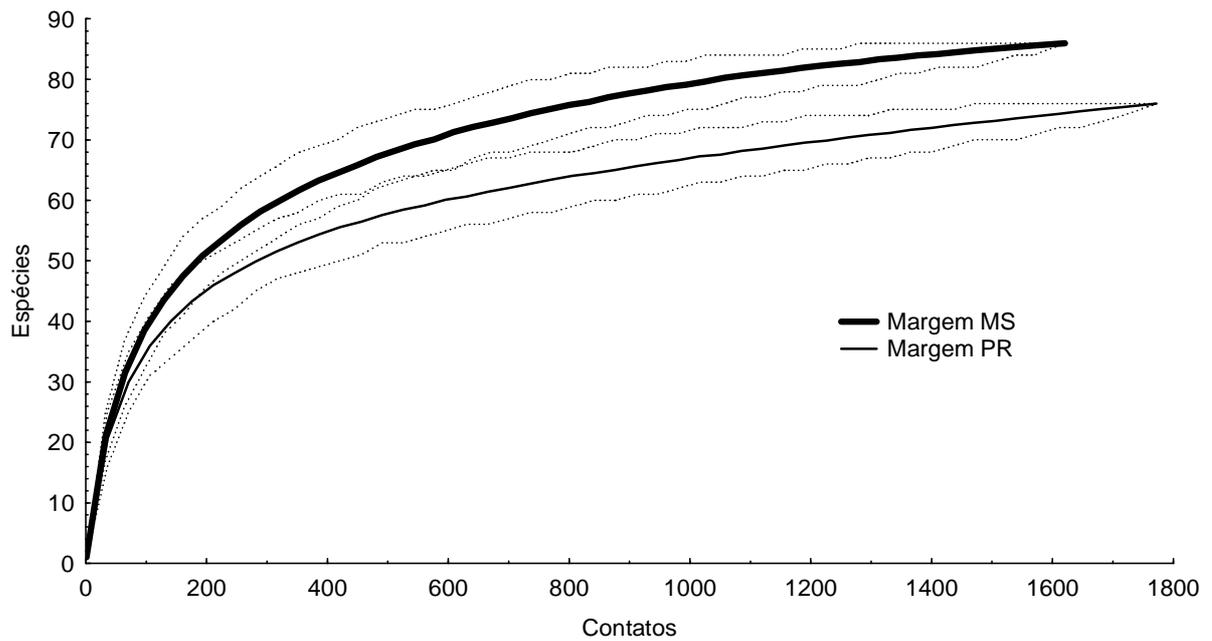


FIG. 2. Curvas de rarefação de espécies nas margens MS e PR do rio Paraná na região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná, em função do número de contatos obtidos em 144 amostras pontuais de 15 minutos. A linha pontilhada corresponde ao intervalo de confiança de 95% de cada curva.

Vinte e uma das espécies registradas eram associadas apenas à zona CSA (18 ocorreram na margem MS e 8 na margem PR), 19 espécies eram associadas apenas à zona ATL (13 ocorreram na margem MS e 14 na margem PR) e 65 espécies eram associadas a ambas as zonas (59 ocorreram na margem MS e 56 na margem PR; Apêndice). Das 40 espécies associadas a apenas uma das duas zonas, 19 foram registradas somente na margem em que seriam esperadas por suas afinidades biogeográficas (13 na margem MS e 6 na margem PR). Entre elas destacaram-se *Crypturellus undulatus*, *Momotus momota*, *Poecilatriccus latirostris*, *Casiornis rufus* e *Cantorchilus leucotis*, na margem MS e *Baryphthengus ruficapillus*, *Pyriglena leucoptera* e *Conopophaga lineata* na margem PR, todas com mais de 10 contatos. Por outro lado, nove espécies, *Lepidocolaptes angustirostris*, *Elaenia parvirostris*, *Tangara cayana* e *Hemithraupis guira*, associadas apenas à zona CSA e *Dromococcyx pavoninus*, *Hypoedaleus guttatus*, *Synallaxis ruficapilla*, *Procnias nudicollis* e *Tersina viridis*, associadas apenas à zona ATL foram registradas somente na margem oposta ao esperado por suas afinidades biogeográficas, embora todas com abundância relativamente baixa (de um a três contatos).

TABELA 1. Número médio  $\pm$  Desvio padrão de espécies e de contatos obtidos por ponto/dia e número de espécies nas categorias consideradas para as análises comparativas entre as margens MS e PR.

Categorias	Margens		<i>p</i>
	MS	PR	
Espécies por ponto/dia	10,1 $\pm$ 0,5	10,6 $\pm$ 0,5	0,23 <sup>1</sup>
Contatos por ponto/dia	11,3 $\pm$ 0,6	12,3 $\pm$ 0,6	0,49 <sup>1</sup>
Dieta			0,7 <sup>2</sup>
Frugívoro	17	15	
Insetívoro	31	23	
Onívoro	38	38	
Uso do hábitat			0,6 <sup>2</sup>
Estritamente florestais	70	64	
Ocorrem também em hábitats não florestais	16	12	
Taxonômica			0,7 <sup>2</sup>
Não Passeriformes	28	23	
Suboscines	38	31	
Oscines	20	22	

<sup>1</sup>: ANOVA de medidas repetidas

<sup>2</sup>: tabela de contingência tipo RxC ( $\chi^2$ )

Quatro espécies associadas apenas à zona CSA e oito associadas apenas à zona ATL foram registradas nas duas margens (Apêndice). Dentre estas 12, *Thamnophilus doliatus* e *Ramphocelus carbo*, associadas à zona CSA e *Pyrrhura frontalis*, *Melanerpes flavifrons*, *Myiornis auricularis* e *Myiopagis caniceps*, associadas à zona ATL, foram mais abundantes na margem em que seriam esperadas por suas afinidades biogeográficas (teste *G*;  $p < 0,05$ ). *Trogon surrucura* foi a única espécie associada a apenas uma zona (ATL) com abundância significativamente maior na margem oposta ao esperado por sua afinidade biogeográfica ( $G = 50,1$ ;  $gl = 1$ ;  $p < 0,05$ ). *Pteroglossus castanotis* e *Pipra fasciicauda*, associadas à zona CSA e *Euphonia chlorotica*, associada à zona ATL não apresentaram diferença na abundância entre as margens (teste *G*;  $p > 0,05$ ).

Dentre as 65 espécies associadas às zonas CSA e ATL, 15 ocorreram com semelhante abundância nas duas margens (teste  $G$ ;  $p > 0,05$ ) e 18 foram registradas nas duas margens, com abundância significativamente maior em uma delas (teste  $G$ ;  $p < 0,05$ ). Ainda dentre estas 65, *Patagioenas cayennensis*, *Ara chloropterus*, *Crotophaga major*, *Celeus flavescens* e *Taraba major* foram registradas somente na margem MS e *Dysithamnus mentalis* somente na margem PR. *Dendrocolaptes platyrostris* está entre as 15 espécies com abundância semelhante nas duas margens ( $G = 0,02$ ;  $gl = 1$ ;  $p > 0,05$ ), mas todos os registros efetuados na margem MS foram de *Dendrocolaptes platyrostris intermedius*, enquanto todos os registros da margem PR foram de *Dendrocolaptes platyrostris platyrostris*. A primeira subespécie é associada à zona CSA e a segunda à zona ATL.

Do total de espécies registradas, 83 foram empregadas na construção da regressão logística. Duas das sete variáveis preditivas, ZON1 e PLD, foram selecionadas no modelo final (Tabela 2). De acordo com o modelo selecionado, espécies associadas apenas à zona CSA, e que se encontravam relativamente próximas dos seus respectivos limites de distribuição geográfica tiveram menor probabilidade de serem encontradas nas duas margens. Das 83 espécies, 26 foram registradas em apenas uma margem (18 na margem MS e 8 na PR), das quais 11 (nove na margem MS e duas na margem PR) eram associadas apenas à zona CSA. A maioria destas 11 espécies estava a menos de 100 km do limite de sua distribuição geográfica. Os valores obtidos na partição hierárquica corroboraram o modelo gerado na regressão logística. Na partição hierárquica, somente as duas variáveis selecionadas na regressão logística, apresentaram valores significativos, em relação às outras variáveis (Tabela 2).

TABELA 2. Valor de Beta (B) e do teste de Wald (Z) para as variáveis preditivas selecionadas na regressão logística (RL). PH: valores obtidos na partição hierárquica. NHB: número de habitats que a espécie utiliza, HAB: uso do habitat, com valor um para espécies de interior de floresta, que evitam a borda, dois para espécies de borda de floresta, três para espécies de interior e borda de floresta, quatro para espécies de borda de floresta e habitats não florestais e cinco para espécies que ocorrem em interior e borda de floresta e em habitats não florestais, EST: número de estratos, de um a quatro, que a espécie utiliza, HBA1: ser frugívoro e não ser insetívoro nem onívoro, HBA2: ser insetívoro e não ser frugívoro nem onívoro, ZON1: ser associada à zona CSA e não ser associada à zona ATL, ZON2: ser associada à zona ATL e não ser associada à zona CSA, PLD: proximidade ao limite de distribuição geográfica da espécie e TAD: tamanho da área de distribuição da espécie

Variável	RL		PH
	B	Z	
NHB			0,10
HAB			0,65
EST			0,25
HBA1			0,27
HBA2			0,92
ZON1	-1,57	-2,2 <sup>1</sup>	5,17 <sup>1</sup>
ZON2			1,01
PLD	0,004	2,8 <sup>1</sup>	7,58 <sup>1</sup>
TAD			0,69
Intercepto	-0,22	-0,4	

<sup>1</sup>:  $p < 0,05$

## DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo indicaram maior riqueza de espécies na margem MS. Tal resultado contraria a diferença no padrão geral de riqueza de espécies entre as zonas CSA e ATL apresentado por Stotz *et al.* (1996) em que a zona ATL possui maior diversidade. As comunidades de aves de ambas as margens foram semelhantes em relação a parâmetros como o número médio de espécies e de contatos por ponto/dia, e proporção de espécies nas categorias de dieta e de uso do habitat e dos grupos taxonômicos analisados. Isto sugeriu uma semelhança na estruturação das comunidades de cada margem, apesar da diferença entre as

paisagens das margens. Contudo, a baixa similaridade entre a composição de espécies das margens, sugeriu substituição de espécies. Salienta-se ainda que a distribuição e a abundância de várias das espécies registradas estiveram possivelmente relacionadas às suas afinidades biogeográficas. Juntamente com estas, a proximidade com o limite de sua distribuição geográfica influenciou na distribuição das espécies na região da PAAP, pois aquelas associadas apenas à zona CSA e que se encontravam relativamente próximas de seu limite de distribuição geográfica tiveram menor probabilidade de ocorrerem nas duas margens, como demonstrou a regressão logística.

A maior riqueza de espécies encontrada na margem MS poderia ser explicada com base na diversidade de habitats. Na margem MS, o estudo incluiu áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana e Estacional Semidecidual Fluvial, enquanto na margem PR todas as áreas eram de Estacional Semidecidual Submontana. No presente estudo, apenas na margem MS foram registradas espécies associadas exclusivamente, ou quase, a florestas ribeirinhas, como *Crotophaga major*, *Campylorhamphus trochilirostris*, *Cranioleuca vulpina*, *Hylocryptus rectirostris* e *Cantorchilus leucotis*. Muitos estudos apontam uma correlação positiva entre heterogeneidade ambiental e riqueza de espécies (MacArthur & MacArthur 1961, Kerr *et al.* 2001, Rahbek & Graves 2001, Durães & Loiselle 2004, Tews *et al.* 2004, Davies *et al.* 2007, Veech & Crist 2007) e segundo Sabo *et al.* (2005), a diversidade de espécies associadas à vegetação ribeirinha tende a elevar a diversidade regional, pois abriga várias espécies exclusivas deste ambiente.

O baixo valor de similaridade de insetívoros entre as margens, quando comparado às outras categorias de dieta indicou que o grupo dos insetívoros, foi o que mais influenciou na diferenciação da comunidade entre as duas margens. Aves frugívoras utilizam recursos alimentares relativamente dispersos espacialmente (Luck & Daily 2003, Manning *et al.* 2006), sugerindo que têm potencial para se deslocarem mais ao longo da paisagem. Tubelis *et al.* (2004) demonstraram que entre as aves florestais da região do Cerrado, onívoros e frugívoros se afastavam mais da floresta adentrando as formações semi-abertas adjacentes do que os insetívoros. No estudo de Yabe & Marques (2001) a movimentação de aves insetívoras entre manchas de floresta no Pantanal (Capões) foi mais restrita do que a de onívoros e frugívoros. Adicionalmente, dentre algumas famílias essencialmente insetívoras há grande variação de técnicas de forrageio e utilização de micro-habitats específicos (Krabbe & Schulenberg 2003a, 2003b; Marantz *et al.* 2003, Remsen Jr. 2003, Whitney 2003, Zimmer & Isler 2003). Isto sugere que, no geral, os insetívoros apresentam maior grau de especialização na obtenção de recursos alimentares, o que, considerando que os recursos fossem diferentes nas duas

margens, poderia ajudar a explicar a baixa similaridade na composição de insetívoros entre as duas margens, quando comparados a frugívoros e onívoros.

Hayes & Sewlal (2004) evidenciaram uma relação direta entre a largura do rio Amazonas e sua efetividade como barreira para alguns grupos de aves. Vários outros estudos já documentaram que grandes rios da Amazônia delimitam a distribuição geográfica e impedem ou dificultam a dispersão e o fluxo gênico de diversos taxa (Wallace 1852, Haffer 1969, 1997, 2008; Simpson & Haffer 1978, Patton *et al.* 2000, Aleixo 2004, Bates *et al.* 2004, Pereira & Baker 2004, Naka *et al.* 2007). Para Hayes (1995), o rio Paraná não representaria uma barreira à dispersão de aves, ao menos no Paraguai, onde a Mata Atlântica ocorria de forma contínua nas duas margens deste rio. Na região da PAAP o rio Paraná pode variar de 1000 m até cerca de 5000 m de largura, no entanto, as inúmeras ilhas deste rio nesta região poderiam atuar como trampolins, diminuindo a distância para dezenas a, no máximo, poucas centenas de metros.

Na região da PAAP, o rio Paraná é, provavelmente, uma barreira efetiva somente para certas espécies. A capacidade de muitas aves florestais para cruzar áreas abertas pode ser reduzida, especialmente entre as espécies que habitam os estratos inferiores (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995, Laurance *et al.* 2002, Sekercioglu *et al.* 2002, Laurance *et al.* 2004, Stouffer *et al.* 2006, Stouffer *et al.* 2009). No entanto, esta capacidade aparentemente é espécie-específica (Antongiovanni & Metzger 2005, Uezu *et al.* 2005, Awade & Metzger 2008, Hansbauer *et al.* 2008, Lees & Peres 2009). Além disso, Hayes & Sewlal (2004) demonstraram que, para algumas famílias de aves que habitam o sub-bosque de florestas, o rio Amazonas não representou uma barreira efetiva. A área aberta que uma dada espécie teria que atravessar para ir de uma margem a outra do rio Paraná na região da PAAP, utilizando as ilhas como trampolins, não seria muito maior do que as áreas abertas cruzadas por espécies florestais de sub-bosque, para ir de um remanescente florestal a outro em paisagens florestais fragmentadas (Uezu *et al.* 2005, Awade & Metzger 2008, Hansbauer *et al.* 2008).

Esperava-se que as espécies associadas a apenas uma das duas zonas (CSA ou ATL) ocorressem somente, ou fossem mais abundantes, em uma das margens (CSA na margem MS e ATL na margem PR). Realmente, as espécies associadas à zona CSA foram mais restritas à margem MS. No entanto, as espécies associadas à zona ATL não se mostraram restritas à margem PR. Segundo Silva & Bates (2002) hábitats florestais representam menos de 20% do Cerrado, inseridos em uma matriz aberta e semi-aberta. Aparentemente, muitas espécies de aves florestais que evoluíram na região do Cerrado incluem em sua área de vida, de forma suplementar, as formações semi-abertas adjacentes (Silva 1995, Tubelis & Cavalcanti 2001,

Silva & Bates 2002, Tubelis *et al.* 2004). Assim, uma possibilidade, é que para as espécies de aves florestais associadas à zona CSA, que teriam evoluído em florestas em forma de manchas, a floresta naturalmente fragmentada da margem MS seja um hábitat mais propício do que a floresta contínua da margem PR.

Por tratar-se de uma zona de contato entre duas zonas biogeográficas, várias das espécies registradas neste estudo encontravam-se próximas do seu limite de distribuição geográfica e isto parece ter influenciado na distribuição destas espécies na região. Na periferia da distribuição geográfica de uma dada espécie, é esperado que as populações sejam menores em relação ao centro de origem da espécie e que possivelmente estejam em seus limites ecológicos e fisiológicos (Schilthuizen 2000, Gaston *et al.* 2001, Gaston 2003, Brown & Lomolino 2006, Kawecki 2008). Contudo, populações isoladas na periferia da distribuição geográfica da espécie têm maior possibilidade de serem ecologicamente e geneticamente distintas de populações da mesma espécie, mais próximas do seu centro de origem (Stotz *et al.* 1996, Gaston 2003, Kawecki 2008), e a proteção destas populações poderia contribuir para manter a variabilidade genética e plasticidade ecológica da espécie.

Relativamente poucas espécies, e todas com baixa abundância, associadas apenas à zona CSA ou à zona ATL foram registradas somente na margem oposta ao esperado. Seria difícil determinar se elas representariam populações que estivessem expandindo a distribuição geográfica da espécie. Também não se poderia descartar a possibilidade de que estas populações fossem remanescentes de períodos em que a zona biogeográfica na qual evoluíram estivesse mais expandida devido a flutuações climáticas. Evidências da extensão do Cerrado na região da PAAP são encaves de Cerrado em meio às florestas do noroeste do estado do Paraná (Straube 1998), enquanto a extensão da Mata Atlântica pode ser comprovada na Serra da Bodoquena no sudoeste do estado de Mato Grosso do Sul, onde há resquícios de elementos típicos da Mata Atlântica já no interior do domínio do Cerrado (MMA 2002, Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008). Muitos estudos demonstram como diversos *taxa* podem alterar os limites de sua distribuição geográfica em resposta a fatores como mudanças climáticas, fragmentação de hábitats e uso da terra pelo homem (Peterson *et al.* 2002, Parmesan *et al.* 2005, Malcolm *et al.* 2006, Parmesan 2006, Jetz *et al.* 2007, La Sorte & Thompson III 2007).

Evidências complementares, para caracterizar uma substituição entre elementos da avifauna associada às zonas CSA ou ATL na região da PAAP, poderiam ser buscadas nas espécies associadas a hábitats não florestais, não contemplados no presente estudo. Por exemplo, *Formicivora rufa* e *Gubernetes yetapa* são espécies típicas de hábitats semi-abertos, associadas apenas à zona CSA, e que na região da PAAP têm sido encontradas apenas na

margem MS (Gimenes *et al.* 2007, E. V. Lopes observ. pess.). Algumas espécies típicas de florestas ribeirinhas da região do Cerrado, como *Hylocryptus rectirostris*, *Herpsilochmus longirostris* e *Cantorchilus leucotis* também têm ocorrido, na margem PR, mas com baixa frequência e apenas ao longo da floresta ribeirinha do rio Paraná (Gimenes *et al.* 2007, E. V. Lopes observ. pess.).

Em gradientes ambientais pode-se reconhecer a substituição de espécies com ecologia semelhante. Ao longo de gradientes altitudinais, por exemplo, podem ocorrer substituições de espécie congêneres (Terborgh 1971, Blake & Loiselle 2000, Romdal & Rahbek 2008). No presente estudo, nenhuma substituição de espécies congêneres foi evidenciada entre as margens do rio Paraná na região da PAAP, como demonstrado para primatas por Aguiar *et al.* (2007a), mas, alguns casos mostraram-se particularmente interessantes. *Dendrocolaptes platirostris platirostris*, associada a florestas úmidas (Willis & Oniki 2001), ocorre predominantemente na zona ATL (Marantz 1997). Ao norte da PAAP, esta subespécie ocorre por centenas de quilômetros somente na margem esquerda do rio Paraná, ocorrendo na margem direita deste rio apenas ao sul da PAAP, em território paraguaio e argentino (Marantz 1997), acompanhando a distribuição da Mata Atlântica. Por outro lado, *Dendrocolaptes platirostris intermedius*, associada a florestas secas ou ribeirinhas, ocorre na zona CSA, no Cerrado, Caatinga e Chaco (Marantz 1997, Olmos 1993, Willis & Oniki 2001). Ao longo da margem direita do rio Paraná havia carência de confirmação da ocorrência de *D. p. intermedius* (Marantz 1997), sendo este um importante registro desta subespécie. Segundo Willis (1992), as interações entre a Mata Atlântica e outras unidades biogeográficas como Cerrado podem envolver casos de subespécies.

*Crypturellus undulatus* (CSA) e *Crypturellus obsoletus* (ATL), poderiam representar um caso de substituição de congêneres. A PAAP encontrava-se relativamente próxima do limite de distribuição geográfica de ambas, e nesta região ocorria uma sobreposição da distribuição geográfica das duas espécies (Ridgely *et al.* 2007). Porém, apenas a primeira foi registrada no presente estudo, embora existam registros mais antigos da última na região (Scherer-Neto 1983, Straube *et al.* 1996). *Crypturellus undulatus* também não foi registrada em ilhas da região da PAAP, embora esta espécie colonize ilhas sazonalmente na Amazônia (Remsen Jr. & Parker III 1983). A caracterização da substituição de equivalentes ecológicos na região da PAAP seguramente foi dificultada pela possível extinção local de espécies, em função da redução da cobertura florestal original, situação já evidenciada na região entre primatas do gênero *Alouatta* (Aguiar *et al.* 2007a). Aparentemente, a resposta de *C. obsoletus* à fragmentação florestal é variável; esta espécie mostrou-se altamente sensível no sudeste de

Minas Gerais (Ribon 2003), mas de baixa sensibilidade na região norte do Paraná (Anjos 2006).

*Momotus momota* (CSA) e *Baryphthengus ruficapillus* (ATL), ambos da família Momotidae, possivelmente representaram um caso de substitutos ecológicos. Quase não há sobreposição na distribuição geográfica destas duas espécies (Ridgely *et al.* 2007) e elas são simpátricas em poucas regiões (Sick 1997, Robbins *et al.* 1999). *Momotus momota* e *B. ruficapillus* se assemelham em vários aspectos ecológicos. Ambas habitam o estrato médio, possuem dieta onívora e semelhante estratégia de forrageio além de nidificarem em cavidades, geralmente em barrancos (Skutch 1964, Remsen Jr. *et al.* 1993, Sick 1997, Alves *et al.* 1999, Melo & Piratelli 1999, Snow 2001).

*Momotus momota*, *B. ruficapillus* também não foram registradas em ilhas do alto rio Paraná na região da PAAP (Gimenes & Anjos 2004). Uma diferença ecológica entre elas é que, ao menos na região do Cerrado, *M. momota* é menos dependente de habitats florestais, freqüentando as formações semi-abertas adjacentes (Silva 1995, Melo & Piratelli 1999), enquanto *B. ruficapillus* aparentemente é exclusivamente florestais (Parker III *et al.* 1996) sendo possivelmente dependentes de áreas florestais relativamente extensas (Willis 1979). A inclusão de habitats não florestais em sua área de vida por *M. momota* pode ser uma adaptação de espécies que evoluíram em manchas florestais inseridas em uma matriz aberta (Silva 1995, Tubelis & Cavalcanti 2001, Silva & Bates 2002, Tubelis *et al.* 2004).

As flutuações climáticas do período quaternário (Behling 1998, Brown & Lomolino 2006) tiveram papel fundamental na especiação e distribuição da avifauna da América do Sul (Haffer 1969, 2008; Mayr 1969). Devido às suas dimensões e sua localização, a bacia do rio Paraná teve importante participação neste processo. Em períodos de expansão das florestas, ela foi uma das pontes ligando as florestas da região da Mata Atlântica à outras, nas regiões amazônica e andina (Redford & Fonseca 1986, Nores 1992, Willis 1992, Silva 1996, Costa 2003). Durante períodos de expansão das formações abertas, as florestas ribeirinhas do rio Paraná e alguns de seus formadores atuaram como refugio para espécies florestais (Ledru *et al.* 1998, Rodrigues 2005), e ainda hoje constituem um corredor que permite a espécies florestais associadas à zona ATL adentrarem o Cerrado e o Chaco por centenas de quilômetros (Nores 1992, Silva 1996).

Na região da PAAP, a ocorrência e a abundância da maioria das espécies registradas em uma ou outra margem do rio Paraná, de certa forma refletiu sua associação às zonas biogeográficas CSA e/ou ATL, sugerindo uma transição entre a avifauna destas duas zonas. A distribuição da avifauna nesta região pode estar sendo influenciada pela barreira representada

pelo rio Paraná e pela presença da planície alagável apenas na margem MS. A região da PAAP mostrou-se relevante para a ciência e conservação, pois do ponto de vista ecológico e evolutivo ela representa uma excelente oportunidade de pesquisas sobre aves florestais associadas a diferentes zonas biogeográficas, no caso CSA e ATL interagindo em uma escala de paisagem relativamente reduzida.

## AGRADECIMENTOS

O Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia), através do Programa Pesquisas Ecológicas de longa Duração (PELD), forneceu apoio logístico e estrutural para a realização do presente estudo. O Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) da Universidade Estadual de Maringá forneceu apoio logístico e estrutural para a realização deste estudo. O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) forneceu apoio financeiro para a realização do presente estudo, através do Programa Mata Atlântica. O autor recebeu bolsa de doutorado e de doutorado sanduíche do CNPq durante a realização deste estudo (processos: 140353/2006-2 e 202232/2007-7). Luiz dos Anjos, Luciana Baza Mendonça e Germám M. López Iborra, contribuíram com importantes sugestões e críticas para melhorar a qualidade do manuscrito. Edson Santana, Sebastião Rodrigues, Alfredo Soares, Agaito Alves dos Santos e L B. Mendonça contribuíram de maneira fundamental para a coleta dos dados em campo. Agradecemos ainda aos proprietários rurais que permitiram, de forma irrestrita, o acesso aos remanescentes florestais situados em suas propriedades, por vezes fornecendo alojamento e alimentação aos pesquisadores e também à Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) do estado de Mato Grosso do Sul que permitiu a pesquisa no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e forneceu alojamento aos pesquisadores durante visitas a este parque.

## REFERÊNCIAS

- Ab'Sáber, A. N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo, Brasil.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, & K. Nakatani. 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná: site 6. Pp. 101–124 *in* Seeliger, U., C. Cordazzo, & F. Barbosa (eds.). PELD: os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração. FURG/UFMG, Belo Horizonte, Brasil.

- Aguiar, L. M., G. Ludwig, W. K. Svoboda, C. L. S. Hilst, I. T. Navarro, & F. C. Passos. 2007a. Occurrence, local extinction and conservation of primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. *Rev. Bra. Zool.* 24: 898–906.
- Aguiar, L. M., D. M. Mellek, K. C. Abreu, T. G. Boscarato, I. P. Bernardi, J.M. D. Miranda, & F. C. Passos. 2007b. Sympatry between *Alouatta caraya* and *Alouatta clamitans* and the rediscovery of free-ranging potential hybrids in Southern Brazil. *Primates* 48: 245–248.
- Aguiar, L. M., M. R. Pie, & F. C. Passos. 2008. Wild mixed groups of howler species (*Alouatta caraya* and *Alouatta clamitans*) and new evidence for their hybridization. *Primates* 49:149–152.
- Aleixo, A. 2004. Historical diversification of a Terra-firme forest bird superspecies: A phylogeographic perspective on the role of different hypotheses of Amazonian diversification. *Evolution* 58:1303–1317.
- Alves, M. A. S., P. D. Ritter, M. B. Vecchi, A. Storni, & A. Bernardes. 1999. Feeding rates of rufous-capped motmot *Baryphtengus ruficapillus* nestling in Atlantic Forest of Ilha Grande, RJ, Brazil. *Ararajuba* 7: 31–34.
- Anjos, L. dos. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Biotropica* 38: 229–234.
- Anjos, L. dos, G. H. Volpato, L. B. Mendonça, P. P. Serafini, E. V. Lopes, R. Boçon, E. S. da Silva, & M. V. Bisheimer. 2008. Métodos de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. Pp. no Prelo *in* Von Matter, S., F. Straube, I. Accordi, V. Piacentini, & J. F. Cândido Jr. (orgs.). *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical books Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- Antongiovanni, M., & J. P. Metzger. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122: 441–451.
- Assis, M. A. 1991. Fitossociologia de um remanescente de mata ciliar do rio Ivinheima (MS). Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, Brasil.
- Ayçaguer, L. C. S. 1995. Excursión a la regresión logística en ciencias de la salud. Ed. Díaz de Santos, Madrid, Spain.
- Awade, M., & J. P. Metzger. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecol.* 33: 863–871.

- Bates, J. M., J. Haffer, & E. Grismer. 2004. Avian mitochondrial DNA sequence divergence across a headwater stream of the Rio Tapajos, a major Amazonian river. *J. Ornithol.* 145: 199–205.
- Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. *Rev. Palaeobot. Palynol.* 99: 143–156.
- Bencke, G. A., G. N. Maurício, P. F. Develey, & J. M. Goerck (orgs.). 2006. Áreas importantes para conservação das aves no Brasil: parte 1, estados do domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo, Brasil.
- Blake, J. G., & B. A. Loiselle. 2000. Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordilheira Central, Costa Rica. *Auk* 117: 663–686.
- Blondel, J., C. Ferry, & B. Frochot. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des releves d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38: 55–71.
- Brown, J. H., & M. V. Lomolino. 2006. Biogeografia. 2ª ed. revisada e ampliada. FUNPEC, Ribeirão Preto, Brasil.
- Campos, J. B., & M. C. Souza. 1997. Vegetação. Pp. 331–342 *in* Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (eds.). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). 2008. Listas das aves do Brasil. Versão 5/10/2008. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Último acesso em: 20/11/2008.
- Costa, L.P. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *J. Biogeogr.* 30: 71–86.
- Cracraft, J. 1985. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. Pp. 49–84 *in* Buckley, P. A., M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely, & F. G. Buckley, (eds.). Neotropical Ornithology, Ornithological Monographs 36. American Ornithologist's Union, Washington, U.S.A.
- Davies, R. G., C. D. L. Orme, D. Storch, V. A. Olson, G. H. Thomas, S. G. Ross, T. S. Ding, P. C. Rasmussen, P. M. Bennett, I. P. F. Owens, T. M. Blackburn, & K. J. Gaston. 2007. Topography, energy and the global distribution of bird species richness. *Proc. R. Soc. B.* 274: 1189–1197.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 1992. Handbook of the birds of the world. Volume 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 1994. Handbook of the birds of the world. Volume 2: New World Vultures to Guinea fowl. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 1997. Handbook of the birds of the world. Volume 4: Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 2001. Handbook of the birds of the world. Volume 6: Mousebirds to Hornbills. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 2002. Handbook of the birds of the world. Volume 7: Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 2003. Handbook of the birds of the world. Volume 8: Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 2004. Handbook of the birds of the world. Volume 9: Cotingas to Pipits and Wagtails. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo, J., A. Elliot, & J. Sargatal. 2005. Handbook of the birds of the world. Volume 10: Cuckoo-shrikes to Thrushes. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Durães, R., & B.A. Loiselle. 2004. Inter-scale relationship between species richness and environmental heterogeneity: a study case with antbirds in the Brazilian Atlantic forest. *Ornitol. Neotrop.* 15 (Suppl.): 127–135.
- Durigan, G., M. F. de Siqueira, G. A. D. C. Franco, S. Bridgewater, & J. A. Ratter. 2003. The vegetation of priority areas for Cerrado conservation in São Paulo state, Brazil. *Edinburgh J. Bot.* 60: 217–241.
- Fowler, J., & L. Cohen. 1986. *Statistics for ornithologists*. British Trust for Ornithology, Thetford, UK.
- Fundação SOS Mata Atlântica, & INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo, Brasil.
- Gaston, K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Gaston, K. J., A. S. L. Rodrigues, B. J. Van Rensburge, P. Koleff, & S. L. Chown. 2001. Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecol. Lett.* 4: 4–9.
- Gimenes, M. R., & L. dos Anjos. 2004a. Spatial distribution of birds on three islands in the Upper Paraná River, Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 15: 71–85.
- Gimenes, M. R., & L. dos Anjos. 2004b. Bird richness on the islands of the upper Paraná River, Paraná and Mato Grosso do Sul border, Brazil. Pp. 203–207 in Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, & L. E. Miranda. (Orgs.). PELD - SITE 6: Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. LTER - SITE 6 (PELD - SÍTIO 6). EDUEM, Maringá, Brasil.

- Gimenes, M. R., & L. dos Anjos. 2006. Influence of lagoons size and prey availability on the wading birds (Ciconiiformes) in the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 49: 463–473.
- Gimenes, M. R., & L. dos Anjos. 2007. Variação sazonal na sociabilidade de forrageamento das garças *Ardea alba* (Linnaeus, 1758) e *Egretta thula* (Molina, 1782) (Aves: Ciconiiformes) na Planície Alagável do Alto Rio Paraná, Brasil. Ararajuba. *Rev. Bras. Ornitol.* 15: 409–416.
- Gimenes, M. R., E. V. Lopes, A. Loures-Ribeiro, L. B. Mendonça, & L. dos Anjos. 2007. Aves da Planície Alagável do Alto Rio Paraná. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Haffer, J. 1969. Speciation in Amazonian forest birds. *Science* 165: 131–137.
- Haffer, J. 1985. Avian zoogeography of neotropical lowland. Pp. 113–146 in Buckley, P. A., M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely, & F. G. Buckley, (eds.). *Neotropical Ornithology, Ornithological Monographs 36*. American Ornithologist's Union, Washington, U.S.A.
- Haffer, J. 1997. Alternative models of vertebrate speciation in Amazonia: an overview. *Biodivers. Conserv.* 6:451–476.
- Haffer, J. 2008. Hypotheses to explain the origin of species in Amazonia. *Braz. J. Biol.* 68 (Suppl.): 917–947.
- Hansbauer, M. M., I. Storch, R. G. Pimentel, & J. P. Metzger. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *J. Trop. Ecol.* 24: 291–299.
- Hayes, F. E. 1995. Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay. *American Birding Association Monographs in Field Ornithology Number 1*.
- Hayes, F. E., & J. A. Sewlal. 2004. The Amazon River as a dispersal barrier to passerine birds: effects of river width, habitat and taxonomy. *J. Biogeogr.* 31: 1809–1818.
- IBGE. (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências n.1. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, Brasil.
- Jetz, W., D. S. Wilcove, & A. P. Dobson. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol.* 5: 1211–1219.
- Kawecki, T. J. 2008. Adaptation to marginal habitats. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 321–342.

- Kerr, J. T., T. R. E. Southwood, & J. Cihlar. 2001. Remotely sensed habitat diversity predicts butterfly species richness and community similarity in Canada. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 98: 11365–11370.
- Kirkman, T. W. 1996. Statistists to use. Disponível em: [www. Physics.csbsju.edu](http://www.physics.csbsju.edu). Último acesso em: 26/04/2009.
- Krabbe, N. K., & T. S. Schulenberg. 2003a. Family Formicariidae (Ground-antbirds). Pp. 682–731 *in* del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broabills to Tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Krabbe, N. K., & T. S. Schulenberg. 2003b. Family Rhinocryptidae (Tapaculos). Pp. 748–787 *in* del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broabills to Tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- La Sorte, F.A., & F. R. Thompson III. 2007. Poleward shifts in winter ranges of North American birds. *Ecology* 88: 1803–1812.
- Laurance, W. F., T. E. Lovejoy, H. L. Vasconcelos, E. M. Bruna, R. K. Didham, P. C. Stouffer, C. Gascon, R. O. Bierregaard, S. G. Laurance, & E. Sampaio. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16: 605–618.
- Laurance, S. G., P. Stouffer, & W.F. Laurance. 2004. Effects of road clearings on movements patterns of understory rainforest birds in central Amazonia. *Conserv. Biol.* 18: 1099–1109.
- Ledru, M. P., M. L. Salgado-Labouriau, & M. L. Lorscheitter. 1998. Vegetation dynamics in Southern and Central Brazil during the last 10,000 yr B. P. *Ver. Palaeobot. Palynol.* 99: 131–142.
- Lees, A. C., & C. A. Peres. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118: 280–290.
- Loures-Ribeiro, A., & L. dos Anjos. 2004. Richness and distribution of Falconiformes in the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. Pp. 209–213 *in* Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, & L. E. Miranda (orgs.). *PELD - SITE 6: Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. LTER - SITE 6 (PELD - SÍTIO 6)*. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Loures-Ribeiro, A., & L. dos Anjos. 2006. Falconiformes assemblages in an fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 49: 149–162.

- Luck, G., & G. Daily. 2003. Tropical countryside bird assemblages: richness, composition, and foraging differ by landscape context. *Ecol. Appl.* 13: 235–247.
- Maack, R. 1981. *Geografia física do estado do Paraná*. 2ª ed. Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do governo do estado do Paraná, Editora José Olympio, Rio de Janeiro, Brasil.
- MacArthur, R. H., & J. W. MacArthur. 1961. On bird species diversity. *Ecology* 42: 594–598.
- Mac Nally, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between—and reconciliation of— ‘predictive’ and ‘explanatory’ models. *Biodivers. Conserv.* 9: 655–671.
- Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton, U.S.A.
- Malcolm, J. R., C. Liu, R. P. Neilson, L. Hansen, & L. Hannah. 2006. Global warming and extinctions of endemic species from biodiversity hotspots. *Conserv. Biol.* 20: 538–548.
- Manning, A. D., J. Fischer, & D. B. Lindenmayer. 2006. Scattered trees are keystone structures – implications for conservation, *Biol. Conserv.* 132: 311–321.
- Marantz, C. A. 1997. Geographic variation of plumage patterns in the woodcreeper genus *Dendrocolaptes* (Dendrocolaptidae) in South America. *Ornithol. Monogr.* 48: 399–499.
- Marantz, C. A., A. Aleixo, L. R. Bevier, & M. A. Patten. 2003. Family Dendrocolaptidae (Woodcreepers). Pp. 358–447 in del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broadbills to Tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Marini, M. Â., & R. Durães. 2001. Annual patterns of molt e reproductive activity of passerines in south-central Brazil. *The Condor* 103: 767–775.
- Mayr, E. 1969. Bird speciation in the tropics. *Biol. J. Linn. Soc.* 1: 1–17.
- Melo, F. P., & A. J. Piratelli. 1999. Biologia e ecologia do udu-de-coroa-azul (*Momotus momota* Aves: Momotidae). *Ararajuba* 7: 57–61.
- Mendonça, L. B., & L. dos Anjos. 2006. Flower morphology, nectar features, and hummingbird visitation to *Palicourea crocea* (Rubiaceae) in the Upper Paraná River Floodplain, Brazil. *An. Acad. Bras. Cien.* 78: 45–57.
- Mendonça, L. B., M. R. Gimenes, & L. dos Anjos. 2004. Interactions between birds and other organisms in the upper Paraná river floodplain, Brazil. Pp. 215–219 in Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, & L. E. Miranda. (orgs.). *PELD - SITE 6: Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain. LTER - SITE 6 (PELD - SÍTIO 6)*. EDUEM, Maringá, Brasil.

- Metzger, J. P., L. F. Alves, R. Pardini, M. Dixo, A. A. Nogueira, M. F. F. Negrão, A. C. Martensen, & E. L. Catharino. 2006. Características ecológicas e implicações para a conservação da Reserva Florestal do Morro Grande. *Biot. Neotrop.* 6.
- MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA, Brasília, Brasil.
- Naka, L. N., M. Cohn-Haft, A. Whittaker, J. Mazar Barnett, & M. de F. Torres. 2007. Avian biogeography of Amazonian flooded forests in the Rio Branco basin, Brazil. *Wilson J. Ornithol.* 119: 439–449.
- Nores, M. 1992. Bird speciation in subtropical South America in relation to forest expansion and retraction. *Auk* 109: 346–357.
- Olmos, F. 1993. The birds of Serra da Capivara National Park. *Bird Conserv. Int.* 3: 21–36.
- Parker III, T. A., D. F. Stotz, & J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distribution databases. Pp. 118–436 *in* Stotz, D. F., W. J. Fitzpatrick, T. A. Parker III, & D. K. Moskovits (eds.). *Neotropical Birds: Ecology and conservation*. University of Chicago press, Chicago, U.S.A.
- Parnesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37: 637–669.
- Parnesan, C. S., Gaines, L. Gonzalez, D. M. Kaufman, J. Kingsolver, A. T. Peterson, & R. Sagarin. 2005. Empirical perspectives on species' borders: environmental change as challenge and opportunity. *Oikos* 108:58–75.
- Patton, J. L., M. N. F. da Silva, & J. R. Malcolm. 2000. Mammals of the Rio Juruá and the evolutionary and ecological diversification of Amazonia. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 244: 1–306.
- Pereira, S. L., & A. J. Baker. 2004. Vicariant speciation of curassows (Aves: Cracidae): a hypothesis based on mitochondrial DNA phylogeny. *Auk* 121: 682–694.
- Peterson, A. T., M. A. Ortega-Huerta, J. Bartley, V. Sánchez-Cordero, J. Soberón, R. H. Buddemeier, & D. R. B. Stockwell. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626–629.
- Piratelli, A., M. A. C. Siqueira, & L. O. Marcondes-Machado. 2000. Reprodução e muda de penas em aves de sub-bosque na região leste de Mato do Sul. *Ararajuba* 8: 99–107.

- Porzecanski, A. L., & J. Cracraft. 2005. Cladistic analysis of distributions and endemism (CADE): using raw distributions of birds to unravel the biogeography of the South American aridlands. *J. Biogeogr.* 32: 261–275.
- Rahbek, C., & G. R. Graves. 2001. Multiple scale assessment of patterns of avian species richness. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 98: 4534–4539.
- Redford, K. H., & G. A. B. da Fonseca. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18: 126–135.
- Remsen Jr., J. V. 2003. Family Furnariidae (Ovenbirds). Pp.162–357 *in* del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broadbills to Tapaculos.* Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Remsen Jr., J.V., M. A. Hyde, & A. Chapman. 1993. The diets of neotropical trogons, motmots, barbets and toucans. *The Condor* 95: 178–192.
- Remsen Jr., J. V., & T. A. Parker III. 1983. Contribution of river-created habitats to bird species richness in Amazonia. *Biotropica* 15: 221–231.
- Ribon, R., J. E. Simon, & G. T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa region, Southeastern Brazil. *Cons. Biol.* 17: 1827–1839.
- Ridgely, R. S., T. F. Allnutt, T. Brooks, D. K. McNicol, D. W. Mehlman, B. E. Young, & J. R. Zook. 2007. Digital distribution maps of the birds of the western hemisphere, version 3.0. NatureServe, Arlington, Virginia, U.S.A.
- Robbins, M. B., R. C. Faucett, & N. H. Rice. 1999. Avifauna of a Paraguayan Cerrado locality: Parque Nacional Serranía San Luis, depto. Concepción. *Wilson Bull.* 111: 216–228.
- Rodrigues, M. T. 2005. A biodiversidade dos Cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas galerias na troca faunística durante ciclos climáticos. Pp. 235–246 *in* Scariot, A., J. C. Sousa-Silva, & J. M. Felfili (orgs.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*, MMA, Brasília, Brasil.
- Romdal, T. S., & C. Rahbek. 2009. Elevational zonation of afrotropical forest bird communities along a homogeneous forest gradient. *J. Biogeogr.* 36: 327–336.
- Sabo, J. L., R. Sponseller, M. Dixon, K. Gade, T. Harms, J. Heffernan, A. Jani, G. Katz, C. Soykan, J. Watts, & J. Welter. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86:56–62.
- Scherer-Neto, P. 1983. Avifauna do extinto Parque Nacional de Sete Quedas, Guaíra, estado do Paraná. *Arq. Biol. Technol.* 26: 488–494.
- Schilthuizen, M. 2000. Ecotone: speciation-prone. *Trends Ecol. Evol.* 15: 130–131.

- Sekercioglu, C. H., P. R. Ehrlich, G. C. Daily, D. Aygen, D. Goehring, & R. F. Sandi. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 99: 263–267.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brasil.
- Silva, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado region, South America. *Steenstrupia* 21: 69–92.
- Silva, J. M. C. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitol. Neotrop.* 7: 1–18.
- Silva, J. M. C., & J. M. Bates. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52: 225–233.
- Silva, J. M. C., & M. P. D. Santos. 2005. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. Pp. 224–233 *in* Scariot, A., J. C. Sousa-Silva, & J. M. Felfili (orgs.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*, MMA, Brasília, Brasil.
- Silva, J. M. C., M. C. de Sousa, & C. H. M. Castelletti. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South América. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 85–92.
- Simpson, B. B., & J. Haffer. 1978. Speciation patterns in the Amazonian forest biota. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 9: 497–518.
- Skutch, A. F. 1964. Life history of the Blue-diademed Motmot *Momotus momota*. *Ibis* 106: 321–332.
- Snow, D. W. 2001. Family Momotidae (motmots). Pp. 250–263 *in* del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *Handbook of the birds of the world. Volume 6. Mousebirds to Hornbills*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Souza-Filho, E. E., & J. C. Stevaux. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. Pp. 3–46 *in* Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, & D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, U.S.A.
- Stouffer, P. C., & R. O. Bierregaard Jr. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429–2445.
- Stouffer, P. C., R. O. Bierregaard Jr, C. Strong, & T. E. Lovejoy. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rain forest fragments. *Conserv. Biol.* 20: 1212–1223.

- Stouffer, P. C., C. Strong, & L. N. Naka. 2009. Twenty years of understorey bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Divers. Distrib.* 15: 88–97.
- Straube, F. C. 1998. O Cerrado no Paraná: ocorrência original e atual e subsídios para sua conservação. *Cad. Biodiv.* 1: 12–24.
- Straube, F. C., M. R. Bornschein, & P. Scherer-Neto. 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do estado do Paraná e áreas limítrofes (Brasil). *Arq. Biol. Tecnol.* 39: 193–214.
- Terborgh, J. 1971. Distribution on environmental gradients: theory and a preliminary interpretation of distributional patterns in the avifauna of the cordillera Vilcabamba, Peru. *Ecology* 52: 23–40.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager, & F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31: 79–92.
- Thomaz, S. M., M. do C. Roberto, & L. M. Bini. 1997. Caracterização dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. Pp. 73–102 *in* Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (eds). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Tubelis, D. P., & R. B. Cavalcanti. 2001. Community similarity and abundance of bird species in open habitats of a central Brazilian Cerrado. *Ornitol. Neotrop.* 12: 57–73.
- Tubelis, D. P., A. Cowling, & C. Donnelly. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the Central Cerrado, Brazil. *Biol. Conserv.* 118: 353–364.
- Uezu, A., J. P. Metzger, & J. M. E. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507–519.
- Veech, J.A., & T. O. Crist. 2007. Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity among landscapes within ecoregions. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 650–656.
- Vielliard, J. E. M., & W. R. Silva. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo, Brasil. Pp. 117–151 *in* Mendes, S. (ed.). *Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves*. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- Yabe, R. de S., & E. J. Marques. 2001. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal mato-grossense e sua relação com a dieta. Pp. 103–124 *in* Albuquerque, J. L. B., J. F. Cândido

- Jr., F. C. Straube, & A. Roos (orgs.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Unisul, Tubarão, Santa Catarina.
- Wallace, A. R. 1852. On the monkeys of the Amazon. *Proc. Zool. Soc. Lond.* 107–110.
- Whitney, B. M. 2003. Family Conopophagidae (Gnateaters). Pp. 732–747 *in* del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *The Handbook of the birds of the World. Volume 8. Broabills to Tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Willis, E. O. 1979. The composition on avian communities in remanescents woodlots in Southern Brazil. *Pap. Avuls. Zool.* 33: 1–25.
- Willis, E. O. 1992. Zoogeographical origins of Eastern Brazilian birds. *Ornitol. Neotrop.* 3:1–15.
- Willis, E. O., & Y. Oniki. 2001. On a nest of the Planalto Woodcreeper, *Dendrocolaptes platyrostris*, with taxonomic and conservation notes. *Wilson Bull.* 113: 231–233.
- Zimmer, K.J., & M.L. Isler. 2003. Family Thamnophilidae (Typical antbirds). Pp. 448–681 *in* del Hoyo, J., A. Elliot, & D. A. Christie (eds.). *Handbook of the birds of the world. Volume 8: Broabills to Tapaculos*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

APÊNDICE. Índice Pontual de Abundância (IPA) de cada espécie registrada nas margens PR e/ou MS. Afinidades biogeográficas (AF) em relação às zonas biogeográficas Centro Sul Americana (CSA), Atlântica (ATL) ou à ambas (CSA/ATL) e dieta (DI) atribuída a cada espécie. ONI: onívoro, FGV: frugívoro e INS: insetívoro. Nomenclatura e sequência taxonômica seguem CBRO (2008).

Taxa	IPA		AF	DI
	Margem MS	Margem PR		
<b>Tinamidae</b>				
<i>Crypturellus undulatus</i>	0,19		CSA	ONI
<i>Crypturellus tataupa</i> <sup>3</sup>	0,31	0,33	CSA/ATL	ONI
<b>Cracidae</b>				
<i>Penelope superciliaris</i> <sup>3</sup>	0,03	0,03	CSA/ATL	FGV
<b>Columbidae</b>				
<i>Claravis pretiosa</i>		0,01	CSA/ATL	ONI
<i>Patagioenas speciosa</i>		0,01	CSA/ATL	FGV
<i>Patagioenas picazuro</i> <sup>3</sup>	1,17	1,42	CSA/ATL	ONI
<i>Patagioenas cayennensis</i>	0,15		CSA/ATL	FGV
<i>Leptotila verreauxi</i> <sup>2</sup>	0,50	1,15	CSA/ATL	ONI
<i>Geotrygon montana</i> <sup>3</sup>	0,08	0,08	CSA/ATL	ONI
<b>Psittacidae</b>				
<i>Ara chloropterus</i>	0,15		CSA/ATL	FGV
<i>Primolius maracana</i>	0,03	0,01	CSA/ATL	FGV
<i>Aratinga leucophthalma</i> <sup>3</sup>	0,36	0,38	CSA/ATL	FGV
<i>Aratinga aurea</i>	0,03		CSA/ATL	FGV
<i>Pyrrhura frontalis</i> <sup>2</sup>	0,15	0,37	ATL	FGV
<i>Pionus maximiliani</i> <sup>2</sup>	0,04	0,14	CSA/ATL	FGV
<i>Amazona aestiva</i> <sup>2</sup>	0,46	0,76	CSA/ATL	FGV
<b>Cuculidae</b>				
<i>Piaya cayana</i> <sup>2</sup>	0,22	0,55	CSA/ATL	INS
<i>Crotophaga major</i>	0,11		CSA/ATL	INS

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA		AF	DI
	Margem MS	Margem PR		
<i>Dromococcyx pavoninus</i>	0,02		ATL	INS
Trogonidae				
<i>Trogon surrucura</i> <sup>1</sup>	0,61	0,13	ATL	ONI
<i>Trogon rufus</i>		0,01	ATL	ONI
Momotidae				
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>		0,12	ATL	ONI
<i>Momotus momota</i>	0,65		CSA	ONI
Bucconidae				
<i>Notharchus swainsoni</i>	0,01	0,01	ATL	INS
Ramphastidae				
<i>Ramphastos toco</i> <sup>1</sup>	0,17	0,07	CSA/ATL	FGV
<i>Pteroglossus castanotis</i> <sup>3</sup>	0,15	0,17	CSA	FGV
Picidae				
<i>Picumnus albosquamatus</i>	0,01		CSA	INS
<i>Melanerpes flavifrons</i> <sup>3</sup>	0,05	0,11	ATL	ONI
<i>Veniliornis passerinus</i>	0,03		CSA	INS
<i>Colaptes melanochloros</i> <sup>2</sup>	0,03	0,11	CSA/ATL	ONI
<i>Celeus flavescens</i>	0,18		CSA/ATL	INS
<i>Dryocopus lineatus</i> <sup>3</sup>	0,06	0,06	CSA/ATL	INS
<i>Campephilus robustus</i>		0,01	ATL	INS
Thamnophilidae				
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	0,01		ATL	INS
<i>Taraba major</i>	0,74		CSA/ATL	INS
<i>Thamnophilus doliatus</i> <sup>1</sup>	0,12	0,01	CSA	INS
<i>Thamnophilus caerulescens</i>		0,01	CSA/ATL	INS
<i>Dysithamnus mentalis</i>		0,24	CSA/ATL	INS

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA		AF	DI
	Margem MS	Margem PR		
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>		0,04	CSA/ATL	INS
<i>Pyriglena leucoptera</i>		0,08	ATL	INS
Conopophagidae				
<i>Conopophaga lineata</i>		0,20	ATL	INS
Dendrocolaptidae				
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	0,01	0,05	CSA/ATL	INS
<i>Xiphocolaptes albicollis</i> <sup>2</sup>	0,01	0,16	CSA/ATL	INS
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> <sup>3</sup>	0,15	0,15	CSA/ATL	INS
<i>Lepidocolaptes angustirostris</i>		0,01	CSA	INS
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>	0,06		CSA	INS
Furnariidae				
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	0,01		ATL	INS
<i>Cranioleuca vulpina</i>	0,03		CSA	INS
<i>Hylocryptus rectirostris</i>	0,01		CSA	INS
Tyrannidae				
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> <sup>3</sup>	0,03	0,08	CSA/ATL	INS
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	0,01		CSA	INS
<i>Myiornis auricularis</i> <sup>2</sup>	0,32	0,62	ATL	INS
<i>Poecilotriccus latirostris</i>	0,24		CSA	INS
<i>Myiopagis caniceps</i> <sup>2</sup>	0,03	0,14	ATL	ONI
<i>Myiopagis viridicata</i> <sup>3</sup>	0,06	0,04	CSA/ATL	ONI
<i>Elaenia flavogaster</i>	0,01	0,03	CSA/ATL	ONI
<i>Elaenia spectabilis</i>	0,06		CSA	ONI
<i>Elaenia parvirostris</i>		0,01	CSA	ONI
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,02	0,01	CSA/ATL	ONI
<i>Capsiempis flaveola</i>	0,01	0,01	CSA/ATL	INS
<i>Lathrotriccus euleri</i> <sup>2</sup>	0,03	0,24	CSA/ATL	INS
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> <sup>2</sup>	0,01	0,22	CSA/ATL	INS

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA		AF	DI
	Margem MS	Margem PR		
<i>Colonia colonus</i>		0,01	CSA/ATL	ONI
<i>Legatus leucophaeus</i>	0,01		CSA/ATL	ONI
<i>Myiozetetes similis</i>	0,06		CSA/ATL	ONI
<i>Pitangus sulphuratus</i> <sup>1</sup>	0,51	0,32	CSA/ATL	ONI
<i>Myiodynastes maculatus</i> <sup>3</sup>	0,06	0,06	CSA/ATL	ONI
<i>Megarynchus pitangua</i> <sup>2</sup>	0,43	0,74	CSA/ATL	ONI
<i>Tyrannus melancholicus</i> <sup>1</sup>	0,07	0,01	CSA/ATL	ONI
<i>Sirystes sibilator</i>	0,01	0,03	CSA/ATL	ONI
<i>Casiornis rufus</i>	0,11		CSA	ONI
<i>Myiarchus ferox</i>	0,04		CSA/ATL	ONI
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	0,01		CSA/ATL	ONI
Cotingidae				
<i>Procnias nudicollis</i>	0,02		ATL	FGV
Pipridae				
<i>Pipra fasciicauda</i> <sup>3</sup>	0,04	0,06	CSA	FGV
Tityridae				
<i>Tityra inquisitor</i> <sup>2</sup>	0,01	0,06	ATL	FGV
<i>Tityra cayana</i> <sup>3</sup>	0,13	0,21	CSA/ATL	FGV
<i>Pachyramphus polychopterus</i> <sup>3</sup>	0,08	0,05	CSA/ATL	ONI
<i>Pachyramphus validus</i>	0,01	0,03	CSA/ATL	INS
Vireonidae				
<i>Cyclarhis gujanensis</i> <sup>2</sup>	0,08	0,53	CSA/ATL	ONI
<i>Vireo olivaceus</i>	0,01		CSA/ATL	INS
Corvidae				
<i>Cyanocorax chrysops</i> <sup>1</sup>	0,28	0,17	CSA/ATL	ONI
Troglodytidae				

## APÊNDICE continuação

<i>Taxa</i>	IPA		AF	DI
	Margem MS	Margem PR		
<i>Cantorchilus leucotis</i>	0,08		CSA	INS
Turdidae				
<i>Turdus leucomelas</i> <sup>3</sup>	0,37	0,26	CSA/ATL	ONI
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,02	0,02	CSA/ATL	ONI
<i>Turdus subalaris</i>		0,01	ATL	ONI
Thraupidae				
<i>Cissopis leverianus</i>	0,01	0,03	CSA/ATL	ONI
<i>Nemosia pileata</i> <sup>2</sup>	0,01	0,08	CSA/ATL	INS
<i>Ramphocelus carbo</i> <sup>1</sup>	0,22	0,01	CSA	ONI
<i>Thraupis sayaca</i> <sup>3</sup>	0,16	0,07	CSA/ATL	ONI
<i>Thraupis palmarum</i>	0,01	0,01	CSA/ATL	FGV
<i>Tangara cayana</i>		0,01	CSA	FGV
<i>Tersina viridis</i>	0,02		ATL	ONI
<i>Dacnis cayana</i>	0,02	0,01	CSA/ATL	ONI
<i>Hemithraupis guira</i>		0,01	CSA	ONI
<i>Conirostrum speciosum</i> <sup>2</sup>	0,02	0,12	CSA/ATL	ONI
Emberizidae				
<i>Arremon flavirostris</i>		0,01	CSA/ATL	ONI
<i>Coryphospingus cucullatus</i>		0,01	CSA/ATL	ONI
Cardinalidae				
<i>Saltator similis</i>		0,01	CSA/ATL	ONI
Parulidae				
<i>Parula pitiayumi</i>	0,01	0,03	CSA/ATL	INS
<i>Basileuterus culicivorus</i> <sup>2</sup>	0,09	0,49	CSA/ATL	INS
Icteridae				
<i>Cacicus haemorrhous</i> <sup>2</sup>	0,40	0,56	CSA/ATL	ONI

## APÊNDICE continuação

<i>Taxa</i>	IPA		AF	DI
	Margem MS	Margem PR		
<i>Icterus cayanensis</i> <sup>3</sup>	0,14	0,11	CSA/ATL	ONI
<i>Icterus croconotus</i>	0,02		CSA	ONI
Fringillidae				
<i>Euphonia chlorotica</i> <sup>3</sup>	0,15	0,14	ATL	FGV

<sup>1</sup>: espécies mais abundantes na margem MS; <sup>2</sup>: espécies mais abundantes na margem PR; <sup>3</sup>: espécies com abundância semelhante nas duas margens (teste *G*;  $\alpha = 0,05$ ).

## **Sensibilidade de aves à fragmentação florestal em duas distintas paisagens no alto rio Paraná, Brasil**

**Edson Varga Lopes<sup>1</sup>**

Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais-PEA, Universidade Estadual de Maringá Av. Colombo, 5790, Bloco G90 CEP 87.020-900 – Maringá - PR - Brasil

---

### **RESUMO**

Este estudo comparou a sensibilidade de aves à fragmentação florestal em duas paisagens distintas e contíguas da região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná, cada qual localizada em uma das margens (Paraná; PR ou Mato Grosso do Sul; MS) do rio Paraná. A abundância das espécies foi obtida em pontos de escuta em remanescentes florestais grandes e pequenos em cada paisagem. A sensibilidade da avifauna variou entre as paisagens, possivelmente por diferenças na permeabilidade da paisagem e por características intrínsecas das espécies. Na margem PR, os remanescentes grandes tiveram mais espécies do que os pequenos, mas na margem MS, onde a paisagem era mais permeável ocorreu o contrário. Além disso, houve maior proporção de espécies não sensíveis na margem MS e 30% das espécies registradas nas duas margens mostraram diferente sensibilidade em cada margem. Ainda, a sensibilidade de espécies com características menos afetadas negativamente pela fragmentação, como espécies de pequeno/médio porte, espécies com dieta generalista e de populações relativamente próximas do centro de origem da espécie variou entre as margens. Espécies associadas apenas à zona biogeográfica Atlântica tiveram maior porcentagem de espécies sensíveis nas duas margens, porém todas as espécies associadas apenas à zona biogeográfica Centro Sul Americana registradas na margem MS foram não sensíveis, sugerindo diferentes graus de sensibilidade para espécies que evoluíram em uma ou outra zona. Concluí-se que estratégias de conservação voltadas para a avifauna florestal não deveriam ser generalizadas, pois como este estudo demonstrou, a sensibilidade da avifauna florestal quanto à fragmentação de seu habitat pode variar de uma paisagem para outra, mesmo em paisagens contíguas.

Palavras-chave: afinidades biogeográficas; níveis de sensibilidade; permeabilidade da paisagem; Planície Alagável do Alto Rio Paraná.

---

<sup>1</sup> Correspondência com o autor; papaformiga@yahoo.com.br

**ABSTRACT**

**Bird sensitivity to forest fragmentation in two distinct landscapes in the upper Paraná River, Brazil.**—This study compares the sensitivity of birds to forest fragmentation in two contiguous but distinct landscapes of the Upper Paraná River Floodplain region, which one located in one margin (Paraná; PR or Mato Grosso do Sul; MS) of the Paraná River. The species abundance was obtained using point counts in small and large forest remnants in each landscape. The sensitivity of species varies between the margins, probably due to differences in the permeability of the landscapes and to intrinsic characteristics of the species. At the PR margin, large remnants presented more species than the small ones, but, at the MS margin, where the landscape was more permeable, the opposite was found. In addition, a greater proportion of species not sensitive was found at the MS margin and 30% of the species recorded at the two margins showed distinct sensitivity at each margin. Moreover, the sensitivity of species with characteristics less affected negatively by the fragmentation, such as species of small/medium size, species with generalist diet and populations relatively near the species' origin center vary between the margins. Species related only to the Atlantic biogeographic zone had greater proportion of sensitive species in both margins, however, all bird species related only to the Central South America biogeographic zone recorded at the MS margin were non sensitive, suggesting different degrees of sensitivity for species that had evolved in either zone. We concluded that conservation strategies to forest birds should not be generalized, because as this study demonstrates, the sensitivity of the forest avifauna related to the fragmentation of their habitat can vary from one landscape to another, even in contiguous landscapes.

*Key words:* biogeographic affinities; landscape permeability; levels of sensitivity; Upper Paraná River Floodplain.

A DESTRUIÇÃO E A FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITATS EM REGIÕES TROPICAIS, principalmente os florestais, tem sido uma das maiores causas de perda de biodiversidade no mundo (Pimm *et al.* 1995, Myers *et al.* 2000, Sodhi & Smith 2007). A perda de algumas espécies pode resultar em perda ou descaracterização de processos, com conseqüente simplificação do sistema (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995, Maldonado-Coelho & Marini 2000, 2004; Develey & Stouffer 2001, Laurance *et al.* 2002, Sekercioglu 2006, Feeley & Terborgh 2008). No Brasil, a Mata Atlântica (MA) é o bioma mais fragmentado, restando cerca de 10% da cobertura vegetal original, com grande variação nos padrões de tamanho e distribuição dos remanescentes da vegetação original sendo que, em regiões mais acessíveis e/ou com solo mais fértil, a fragmentação foi mais intensa (Ranta *et al.* 1998, Morellato & Haddad 2000, Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008, Greggio *et al.* 2009, Ribeiro *et al.* 2009, Teixeira *et al.* 2009). A Amazônia, apesar de ainda estar menos impactada do que a MA em termos de porcentagem de cobertura vegetal alterada, segue em caminho semelhante (Fearnside 2005). O Cerrado (CE) é a savana tropical mais biodiversa do planeta (Scariot *et al.* 2005), e já perdeu cerca de 80% da cobertura original (Alho 2005).

No Brasil, a maioria dos estudos sobre os efeitos da fragmentação florestal foi realizada na região de Manaus na Amazônia, durante o desenvolvimento do projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Até o início de 2009, este grande projeto já havia gerado mais de 500 publicações científicas sobre diversos *taxa* (Stouffer *et al.* 2009). Uma descrição deste projeto e alguns exemplos de seus resultados podem ser observados em Lovejoy *et al.* (1986) e Laurance & Bierregaard Jr. (1997). Contudo, fora do âmbito do PDBFF poucos estudos foram realizados abordando os efeitos da fragmentação florestal sobre a avifauna na Amazônia (Lees & Peres 2006, 2008, 2009; Parry *et al.* 2007). Na região da MA, após o clássico estudo de Willis (1979) com idéias derivadas da biogeografia de ilhas (MacArthur & Wilson 1967), alguns estudos já foram realizados abordando efeitos da fragmentação florestal sobre a avifauna nos estados de São Paulo (Aleixo & Vielliard 1995, Aleixo 1999, Antongiovanni & Metzger 2005, Antunes 2005, 2007; Uezu *et al.* 2005, Awade & Metzger 2008, Martensen *et al.* 2008, Uezu *et al.* 2008, Metzger *et al.* 2009), Paraná (Anjos & Boçon 1999, Strike & Anjos 1999, Anjos 2001a, b, 2004, 2006; Anjos *et al.* 2004), Minas Gerais (Christiansen & Pitter 1997, Anciães & Marini 2000, Maldonado-Coelho & Marini 2000, 2003, 2004; Duca *et al.* 2001, Ribon *et al.* 2003), Rio de Janeiro (Piratelli *et al.* 2005, Piratelli *et al.* 2008) e Espírito Santo (Marsden *et al.* 2001). Com o emprego de técnicas refinadas, como a telemetria, relevantes estudos têm sido conduzidos na MA investigando como aves florestais de sub-bosque utilizam paisagens fragmentadas (Boscolo *et al.* 2008,

Hansbauer *et al.* 2008). No CE, onde a cobertura florestal representa menos de 20% do bioma (Silva & Bates 2002), os efeitos da fragmentação florestal foram menos estudados do que na MA e na Amazônia, e pouco se sabe sobre a sensibilidade das aves florestais da região do CE em relação à fragmentação florestal (Marini 2001).

Em cerca de três décadas de estudos sobre os efeitos da fragmentação, percebeu-se que a sensibilidade poderia variar entre as espécies ou grupos funcionais em uma paisagem fragmentada (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995, Ferraz *et al.* 2003, Uezu *et al.* 2005, Lees & Peres 2006). É possível também que determinados grupos funcionais apresentem distinta sensibilidade em diferentes paisagens fragmentadas. Por exemplo, Anjos (2004) analisou os efeitos da fragmentação em guildas de base trófica e evidenciou que o padrão de abundância de insetívoros de tronco em função do tamanho da área foi distinto entre uma paisagem naturalmente fragmentada e outra fragmentada pela ação do homem. Em outro estudo, Anjos (2006) demonstrou que mesmo a sensibilidade de uma única espécie poderia variar de uma região para outra, uma vez que, 41 de 75 espécies florestais em comum entre as regiões sudeste de Minas Gerais e norte do Paraná, distantes cerca de 800 km, apresentaram distinta sensibilidade nas duas regiões (Anjos 2006). O autor sugeriu que estas situações poderiam ter sido geradas, ao menos em parte, por diferenças no histórico dos processos de fragmentação das duas regiões. No entanto, em função da distância entre as duas regiões analisadas, a diferença na sensibilidade das espécies poderia ter ocorrido também devido à distância de cada região analisada em relação ao centro de origem de cada espécie, já que antes da fragmentação, uma dada espécie que ocorria nas duas regiões poderia ter sido naturalmente menos abundante em uma das duas regiões, vindo a ser mais sensível nesta região quando ocorreu a fragmentação (Anjos 2006).

Inúmeros fatores podem estar envolvidos nas respostas aos processos de fragmentação florestal (Laurance *et al.* 2002). Por um lado, eles dizem respeito a aspectos da paisagem como tipo de solo, relevo, além do histórico de fragmentação da região. Por outro lado, se referem às características intrínsecas de cada espécie como: história natural, variabilidade genética, entre outras. A interação destas duas classes de fatores implica em possíveis variações em processos como competição, predação, parasitismo, podendo levar a distintas evoluções nas comunidades de aves florestais em cada paisagem fragmentada (Feeley & Terborgh 2008). Como resultado, uma determinada espécie ou grupo funcional pode variar em sua sensibilidade em diferentes paisagens fragmentadas (Anjos 2004, 2006). Em função da possibilidade desta variação na sensibilidade é fundamental acumular informações sobre a sensibilidade de cada espécie e grupo funcional em diferentes paisagens fragmentadas.

Este estudo analisou efeitos da fragmentação florestal sobre aves em duas paisagens fragmentadas da região do alto rio Paraná, no noroeste do estado do Paraná e sul do estado de Mato Grosso do Sul. Esta região é caracterizada como uma zona de contato entre MA e CE (Campos & Souza 1997, Aguiar *et al.* 2007). Adicionalmente, nesta região o rio Paraná apresenta forte assimetria entre as margens, diferenciando a paisagem destas. Na margem esquerda, em que o barranco do rio pode alcançar vários metros de altura, a cobertura florestal é contínua (Maack 1981). Em contraste, na direita ocorre uma ampla planície alagadiça conhecida como Planície Alagável do Alto Rio Paraná (PAAP). Nesta margem, até cerca de 20 km de distância do rio Paraná, a influência da planície se reflete na paisagem que apresenta uma configuração naturalmente semi-aberta, com as florestas ocorrendo apenas nos terrenos mais elevados e bem drenados (Campos & Souza 1997, Souza-Filho & Stevaux 1997). Esta diferença na paisagem em uma escala espacial relativamente reduzida permite uma análise da sensibilidade das espécies em diferentes paisagens sem o efeito de distância entre as paisagens.

O objetivo deste estudo foi comparar a sensibilidade da avifauna florestal das margens do rio Paraná na região da PAAP. Foi investigado se a sensibilidade das espécies registradas era distinta entre as duas margens. Também foi investigado se a sensibilidade das espécies variava em função de suas afinidades biogeográficas. Paralelamente, desenvolveu-se análise da proporção de espécies sensíveis e não sensíveis à fragmentação em cada margem e avaliou-se a proporção de espécies sensíveis e não sensíveis em cada margem em relação às categorias de tamanho, dieta, estrato, uso do hábitat e distância das paisagens analisadas em relação ao centro de origem da espécie. Testou-se a hipótese de que é possível uma espécie ou grupo funcional apresentar diferentes níveis de sensibilidade à fragmentação embora as duas paisagens fragmentadas sejam contíguas. Se a sensibilidade das espécies ou das categorias variar entre as margens, ações direcionadas à conservação podem requerer estratégias diferentes em cada paisagem.

## **MÉTODOS**

**ÁREA DE ESTUDO.**—O presente estudo foi desenvolvido no noroeste do estado do Paraná e sul do estado de Mato Grosso do Sul, na região da PAAP (22°32'S a 22°59'S e 53°08'W a 53°4'W). Nesta região, o rio Paraná divide politicamente os estados do Paraná (margem esquerda) e Mato Grosso do Sul (margem direita). O estudo foi realizado no trecho do rio Paraná compreendido entre a foz do rio Paranapanema, na divisa entre os estados de Paraná e

São Paulo e a foz do rio Ivinhema no Mato Grosso do Sul. Para o estudo foram selecionados oito remanescentes florestais, sendo quatro na margem esquerda do rio Paraná (margem PR), nos municípios de Porto Rico e Querência do Norte e quatro na margem direita deste rio (margem MS), nos municípios de Taquarussu e Jateí (Fig. 1). Oficialmente, a região da PAAP está inserida na MA (MMA 2002), porém, sua localização encontra-se próxima do limite de distribuição deste bioma e do CE, caracterizando-a como uma zona de contato entre os dois biomas (Campos & Souza 1997). A temperatura média anual da região é de 22°C, com média máxima de 26°C no verão e média mínima de 18°C no inverno e pluviosidade anual em torno de 1500 mm (Maack 1981).

As quatro áreas da margem MS (MS1, MS2, MS3 e MS4) possuem 72 ha, 174 ha, 417 ha e 729 ha, respectivamente. MS1 e MS2 estão situadas a cerca 5 km de distância da margem do rio Paraná, margeando uma lagoa de mais de 3 km de extensão, e MS3 e MS4 estão a cerca de 20 km da margem deste rio. As quatro áreas da margem PR (PR1, PR2, PR3 e PR4) possuem 536 ha, 552 ha, 102 ha e 115 ha, respectivamente e a distância destas quatro áreas até a margem do rio Paraná variou de 1,5 km (PR1) a 8 km (PR3). A distância máxima entre as áreas de margens opostas era de 38 km (MS3 a PR2), e a menor distância era de 11 km (MS1 a PR1; Fig. 1).

A cobertura florestal na região era a Floresta Estacional Semidecidual, que ocorria em todo o norte e noroeste do estado do Paraná e se estendia em direção ao interior do estado de Mato Grosso do Sul por dezenas de quilômetros, até ser completamente substituída por vegetação mais característica da região do CE. Entretanto, a assimetria entre as margens do rio Paraná na região do estudo diferencia a paisagem das duas margens. Na margem PR, este rio apresenta um barranco com vários metros de altura, o que, associado a outros fatores, possibilitou o estabelecimento de uma floresta contínua caracterizada como Estacional Semidecidual Submontana (Maack 1981, IBGE 1992). Na margem MS, ocorre uma ampla planície alagável e a influência direta de seus pulsos de inundação se estende por até 20 km de distância do rio Paraná (Agostinho *et al.* 2002). Nesta margem, a paisagem apresentava-se naturalmente em mosaico de vegetação incluindo várzeas, campos e formações arbustivas além das formações florestais que na área de influência direta da planície ocorriam apenas nos platôs mais elevados (Campos & Souza 1997). Na margem MS, além da Floresta Estacional Semidecidual Submontana, ocorre a Floresta Estacional Semidecidual Fluvial (IBGE 1992), margeado a maioria dos afluentes do rio Paraná, além de já ocorrerem elementos típicos da vegetação da região do CE (Campos & Souza 1997). A colonização humana da região da PAAP, há décadas, fragmentou severamente a paisagem nas duas margens do rio restando não

mais que 1% da cobertura florestal original (Campos & Souza 1997). As poucas áreas de remanescentes florestais apresentam variados graus de isolamento e na maioria dos casos não ultrapassam 100 ha, raramente excedendo 500 ha (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008).

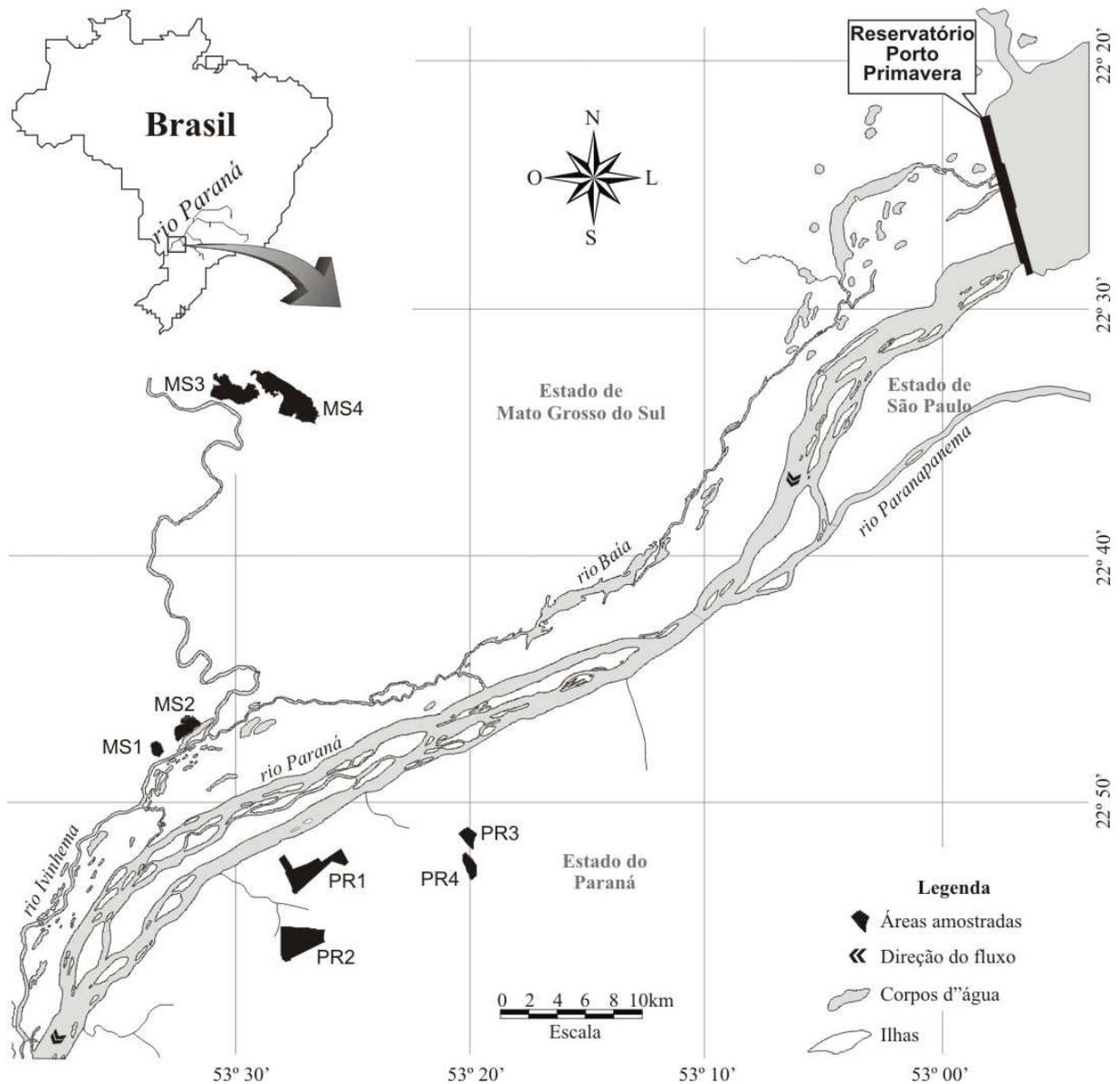


FIGURA 1. Mapa da região da Planície Alagável do Alto Rio Paraná no trecho do rio Paraná compreendido entre a foz do rio Paranapanema e a foz do rio Ivinhema, indicando a localização das quatro áreas amostradas em cada margem do rio Paraná.

A influência da planície sobre a paisagem da margem MS diminui na medida em que aumenta a distância do rio Paraná. Assim, MS1 e MS2, localizadas mais próximas do rio nesta margem, sofrem maior influência do que as áreas MS3 e MS4. As áreas MS1 e MS2

podem ser parcialmente alagadas em anos de cheias mais pronunciadas (Assis 1991). As áreas MS3 e MS4 não sofrem alagamentos, mas ainda recebem relativa influência dos pulsos de inundação, pois no entorno destas duas áreas ocorrem várias lagoas, com diâmetro entre dezenas de metros a 1 km (Souza-Filho & Stevaux 1997), e cujo nível da água varia acompanhando a dinâmica da planície (Thomaz *et al.* 1997). As quatro áreas da margem PR não sofrem influência direta dos pulsos de inundação devido ao barranco alto do rio Paraná nesta margem.

As oito áreas estudadas estão inseridas na Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Alto Rio Paraná. MS1 e MS2 estão ainda situadas dentro do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e PR2 é uma Reserva Particular do Patrimônio Natural. A matriz do entorno dos remanescentes estudados na margem PR apresentava-se dominada por agricultura e pecuária intensiva, além de existirem várias localidades (concentrações urbanas) e estradas. Já na margem MS, possivelmente pela presença da planície que dificulta o acesso à região, o número de localidades e de estradas é relativamente menor. Além disso, em função da criação do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, parte da planície foi desabitada pelo homem e a vegetação do entorno das áreas MS1 e MS2 encontra-se em estágio de regeneração natural desde a criação deste parque em 1998.

PROCEDIMENTO DE CAMPO E ANÁLISE DOS DADOS.—A abundância das espécies foi obtida nas oito áreas com o método de amostragem por pontos de escuta (Bibby *et al.* 1993). Em relação ao método original, desenvolvido por (Blondel *et al.* 1970), foram feitas algumas alterações. Em cada área, foi estabelecida uma trilha ao longo da qual foram determinados seis pontos (P1-P6), a 200 m um do outro e no mínimo a 50 m da borda da floresta. O tempo de amostragem em cada ponto foi de 15 minutos, com outros 15 minutos para deslocamento entre um ponto e outro. As amostragens eram iniciadas ao alvorecer, com o início das atividades das aves diurnas, e encerradas duas horas e quarenta e cinco minutos após, sendo que os seis pontos de uma mesma área eram amostrados em cada manhã.

Os dados foram coletados no período entre agosto e dezembro de 2006, coincidindo com o período reprodutivo da maioria das espécies de aves da região (Piratelli *et al.* 2000, Marini & Durães 2001). Neste período, cada ponto foi amostrado por seis vezes em seis dias distintos gerando um total de 36 amostras pontuais de 15 minutos em cada área, 288 no total. A ordem de amostragem dos seis pontos foi: P2, P4, P6, P5, P3 e P1 em um dia e P5, P3, P1, P2, P4 e P6 no dia subsequente. Foram considerados os registros visuais e/ou auditivos de aves que estivessem pousadas dentro de um raio estimado de 100 m do observador. Cada

indivíduo, casal ou grupo (para espécies sociais) foi considerado um contato. A abundância relativa de cada espécie foi expressa pelo Índice Pontual de Abundância (IPA), que se obteve dividindo-se o número de contatos de cada espécie pelo total de pontos amostrados na área (Blondel *et al.* 1970, Vielliard & Silva 1990). Esta conversão facilita a comparação entre estudos com diferente esforço amostral (Anjos *et al.* 2008). Contudo, uma vez que neste estudo todas as áreas receberam idêntico esforço amostral, as análises estatísticas foram feitas utilizando o número de contatos.

Parker III *et al.* (1996) classificam as aves neotropicais quanto ao hábitat em florestais e não florestais, com várias espécies ocorrendo nas duas classes de hábitats. Para este estudo, foram consideradas apenas as espécies que utilizam primariamente hábitats florestais segundo Parker III *et al.* (1996) incluindo algumas que ocorrem primariamente em hábitats florestais, mas que também ocorrem em bordas de florestas e hábitats não florestais (Parker III *et al.* 1996). Não foram incluídas as aves com atividade noturna (famílias Strigidae, Caprimulgidae, Nyctibiidae). As famílias Accipitridae, Falconidae e Trochilidae, também não foram incluídas neste estudo. Algumas aves de rapina possuem comportamento discreto, dificultando sua detecção, e os beija-flores por sua vez apresentam grande mobilidade. Considerou-se que tais fatores tornariam a metodologia empregada pouco adequada para amostrar estes grupos.

Analisando a sensibilidade das espécies em relação à fragmentação florestal, Anjos (2006) classificou as áreas como grandes (> 180 ha) ou pequenas (< 180 ha). Adotando este critério, no presente estudo, as áreas foram consideradas grandes (PR1, PR2, MS3 e MS4) ou pequenas (PR3, PR4, MS1 e MS2), resultando em duas áreas grandes e duas áreas pequenas em cada margem. Em cada margem, a ocorrência e a abundância das espécies nas áreas grandes e/ou pequenas foi o critério adotado para classificá-las em duas categorias de sensibilidade. Espécies com ocorrência apenas nas áreas pequenas, ou com ocorrência em áreas grandes e pequenas, sem diferença na abundância, ou com maior abundância nas áreas pequenas, foram consideradas como não sensíveis. Espécies com maior abundância ou ocorrência apenas nas áreas grandes foram consideradas sensíveis. O teste *G* (não paramétrico) foi aplicado para comparar a abundância das espécies, quando a frequência esperada foi igual ou superior a cinco (Fowler & Cohen 1986).

Atendidos os pressupostos de normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homogeneidade das Variâncias (teste de Levene), foi utilizada a ANOVA de medidas repetidas, para comparar o número médio de espécies e de contatos obtidos por ponto por dia em áreas grandes e

pequenas de cada margem. O Índice de Similaridade de Sørensen foi empregado para testar a similaridade qualitativa entre as margens e entre as áreas grandes e pequenas de cada margem.

As espécies foram classificadas quanto a cinco fatores. Para gerar cada uma destas categorias foi feita uma classificação dicotômica, buscando separar, mesmo que de forma grosseira, grupos funcionais com características que em vários estudos demonstraram afetar negativamente as aves em paisagens florestais fragmentadas e grupos funcionais com característica neutras, ou que afetariam positivamente as aves em paisagens florestais fragmentadas. As cinco categorias consideradas foram: estrato, uso do hábitat, tamanho, dieta e distância da área de estudo em relação ao centro de origem da espécie. Para as comparações destas cinco categorias entre as margens, foi utilizado o teste de frequência s não paramétrico  $\chi^2$  para tabelas de contingência do tipo RxC (Kirkman 1996). Este teste foi aplicado quando a frequência esperada em todas as células foi igual ou superior a cinco (Fowler & Cohen 1986).

As informações para classificar as espécies quanto às categorias de estrato (solo/estrato médio ou copa) e ocorrência regular em borda de floresta e/ou habitats não florestais (sim ou não) foram obtidas em Parker III *et al.* (1996). A classificação das espécies, quanto ao tamanho, foi baseada na biomassa média de cada espécie segundo Dunning (2008). Espécies com 100 g ou menos foram consideradas aves de pequeno/médio porte e espécies com mais de 100 g foram consideradas aves de grande porte. Três categorias de dieta foram adotadas: (1) frugívoros – espécies que se alimentam primariamente de frutos e/ou sementes, podendo incluir ocasionalmente na dieta artrópodes e/ou pequenos vertebrados, (2) insetívoros – espécies que se alimentam primariamente de artrópodes e ocasionalmente de pequenos vertebrados, raramente incluindo vegetais na dieta e (3) onívoros – espécies com dieta mista, composta por vegetais, artrópodes e/ou pequenos vertebrados. A classificação das espécies nas três categorias de dieta foi baseada em Willis (1979) e complementada com informações disponíveis em del Hoyo *et al.* (1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005) e observações de campo do autor.

Hipoteticamente, o centro geométrico médio estimado da área de distribuição geográfica de cada espécie foi considerado como seu centro de origem. Para classificar cada espécie quanto à proximidade com o seu centro de origem, estimou-se, com base nos mapas disponíveis em Ridgely *et al.* (2007), a porcentagem que a distância entre o ponto médio central da área de estudo (considerando as duas margens) e a borda mais próxima da distribuição geográfica da espécie representava em relação à distância média entre o centro de origem hipotético desta espécie e a borda de sua distribuição geográfica. Para espécies cuja distribuição apresentada em Ridgely *et al.* (2007) não incluía a área de estudo, foi adotado

valor zero assumindo que o registro da espécie neste local determina um novo limite de sua distribuição geográfica. Considerou-se que a população se encontrava distante do seu centro de origem se a distância entre a área de estudo e a borda mais próxima do limite de sua distribuição geográfica representasse até 15% da distância entre o centro de origem hipotético de espécie e a borda de sua distribuição geográfica. As demais espécies foram consideradas próximas do seu centro de origem.

Para investigar a relação entre fatores biogeográficos e a sensibilidade das espécies elas foram classificadas segundo Parker III *et al.* (1996) em: (1) associadas à zona biogeográfica Atlântica (ATL) que compreende a região da MA, mas não à zona biogeográfica Centro Sul Americana (CSA), que inclui o Cerrado a Caatinga e o Chaco, (2) associadas à zona CSA, mas não à zona ATL e (3) associada às zonas ATL e CSA. A análise estatística em relação às afinidades biogeográficas das espécies foi feita com o teste *G* comparando a porcentagem de espécies em cada categoria. Em todos os testes estatísticos as diferenças foram consideradas significativas adotando um intervalo de confiança de 95%.

## RESULTADOS

Um total de 94 espécies foi registrado no presente estudo: 69 na margem PR e 78 na margem MS (Apêndice). Houve diferença na proporção de espécies encontradas nas margens entre remanescentes grandes e pequenos ( $\chi^2 = 4,8$ ;  $gl = 1$ ;  $p = 0,03$ ): na margem PR foram registradas 63 espécies nos fragmentos grandes e 45 nos pequenos enquanto que na margem MS estes números foram de 54 e 69, respectivamente. A similaridade qualitativa entre as margens e também entre áreas grandes e pequenas de cada margem foi relativamente baixa ( $S = 0,72$  nos três casos). Na margem PR, áreas grandes e pequenas apresentaram semelhante número médio de espécies ( $10,3 \pm 0,6$  e  $8,9 \pm 0,6$  em áreas grandes e pequenas, respectivamente) e de contatos ( $11,6 \pm 0,8$  e  $9,9 \pm 0,8$  em áreas grandes e pequenas, respectivamente) por ponto/dia (ANOVA de medidas repetidas;  $f = 2,4$ ;  $p = 0,2$  para espécies;  $f = 2,3$ ;  $p = 0,2$  para contatos). Na margem MS, diferentemente, tanto o número médio de espécies ( $7,5 \pm 0,7$  e  $10,4 \pm 0,7$  em áreas grandes e pequenas, respectivamente) como o de contatos ( $8,3 \pm 0,8$  e  $11,2 \pm 0,8$  em áreas grandes e pequenas, respectivamente) obtidos por ponto/dia foram maiores nas áreas pequenas (ANOVA de medidas repetidas;  $f = 8,1$ ;  $p = 0,02$  para espécies;  $f = 6,1$ ;  $p = 0,03$  para contatos).

O número de espécies sensíveis e não sensíveis foi semelhante na margem PR (29 e 26, respectivamente), porém, na margem MS, foi encontrado menor número de espécies

sensíveis em relação às não sensíveis (17 e 47, respectivamente). Houve então diferença entre as margens na proporção de espécies sensíveis e não sensíveis ( $\chi^2 = 8,5$ ; gl = 1;  $p = 0,003$ ). A sensibilidade de 34 espécies registradas nas duas margens foi comparada. Vinte e quatro delas (6 sensíveis e 18 não sensíveis) apresentaram a mesma sensibilidade nas duas margens. No entanto, 10 das 34 apresentaram diferente sensibilidade quando as duas margens são comparadas: *Amazona aestiva*, *Myiornis auricularis* e *Piaya cayana* foram classificadas como não sensíveis na margem PR e como sensíveis na margem MS. Inversamente, *Capsiempis flaveola*, *Basileuterus culicivorus*, *Crypturelus tataupa*, *Cyanocorax chrysops*, *Geotrygon montana*, *Parula pitiayumi* e *Pteroglossus castanotis* foram classificadas como sensíveis na margem PR e como não sensíveis na margem MS.

Espécies associadas apenas à zona ATL tiveram maior porcentagem de espécies sensíveis nas duas margens ( $G > 14,5$ ; gl = 1;  $p < 0,05$  nas duas margens). Já, as espécies associadas apenas à zona CSA tiveram 50% de espécies sensíveis e 50% de espécies não sensíveis na margem PR, enquanto na margem MS 100% das espécies associadas apenas à zona CSA foram não sensíveis. As espécies associadas às duas zonas tiveram porcentagem semelhante de espécies sensíveis e não sensíveis na margem PR ( $G = 0,4$ ; gl = 1;  $p > 0,05$ ), e maior porcentagem de espécies não sensíveis na margem MS ( $G = 30$ ; gl = 1;  $p < 0,05$ ).

Dentre as espécies florestais que evitam a borda de floresta e não ocorrem em habitats não florestais, maior número de espécies sensíveis foi registrado na margem PR em relação às espécies não sensíveis. Entretanto, na margem MS, para esta categoria, foi registrado menor número de espécies sensíveis do que de espécies não sensíveis. Desta forma, houve diferença na proporção de espécies encontradas nas margens entre espécies florestais que evitam a borda e não ocorrem em outros habitats (Tabela 1). Também no número de espécies de solo/estrato médio, espécies de pequeno/médio porte, onívoros e populações relativamente próximas do centro de origem da espécie houve diferença na proporção de espécies sensíveis e não sensíveis entre as margens (Tabela 1). Por outro lado, no número de espécies com ocorrência regular em borda de floresta e/ou em habitats não florestais, espécies de copa, espécies de grande porte, frugívoros e insetívoros considerados em conjunto (para que a frequência esperada fosse maior que cinco em todas as células) e populações relativamente distantes do centro de origem da espécie, não houve diferença significativa na proporção de espécies sensíveis e não sensíveis entre as margens (Tabela 1).

TABELA 1. *Número de espécies classificadas nas duas categorias de sensibilidade à fragmentação florestal nas margens PR e MS do rio Paraná na região da PAAP, com base na ocorrência ou não em bordas de floresta e habitats não florestais, tamanho corporal, estrato, dieta e distância do centro evolutivo. A última coluna apresenta o valor de p para o teste  $\chi^2$  para tabelas de contingência do tipo RxC.*

Categorias	Margem PR		Margem MS		p
	Sensível	Não sensível	Sensível	Não sensível	
Ocorrência em borda e habitats não florestais:					
Sim	7	15	3	22	0,1
Não	20	11	16	25	0,03
Tamanho corporal:					
Pequeno/médio	20	22	12	37	0,02
Grande	9	4	5	10	0,06
Estrato:					
Solo/estrato médio	14	11	6	23	0,005
Copa	13	15	11	24	0,2
Dieta:					
Onívoros	13	15	3	27	0,002
Frugívoros + Insetívoros	14	11	14	20	0,2
Centro de origem:					
Distante	7	6	7	20	0,08
Próximo	20	20	10	27	0,02

## DISCUSSÃO

Dentre as espécies que ocorreram em ambas as margens, 30% diferiram na sua sensibilidade nas duas paisagens fragmentadas analisadas. As razões para as diferenças na sensibilidade não foram claras, mas dois conjuntos de fatores podem ter atuado: (1) os relacionados a características da paisagem, especialmente em relação à permeabilidade e (2) os intrínsecos

das espécies. Outros aspectos analisados também diferiram entre as duas paisagens. Considerando todas as espécies em conjunto, ou cada categoria que apresentou diferença entre as margens, houve maior proporção de espécies não sensíveis na margem MS. Além disso, a sensibilidade das espécies associadas apenas à zona ATL ou à zona CSA mostrou-se distinta.

A maior proporção de espécies registradas nas áreas pequenas da margem MS quando comparadas com as grandes pode ter sido influenciada pela permeabilidade da paisagem, regulada pela matriz e pelo grau de isolamento dos remanescentes. Na margem PR, onde as espécies se mostraram sensíveis ao tamanho do remanescente, a matriz no entorno das quatro áreas era totalmente aberta, utilizada para agricultura ou pecuária intensiva. Por outro lado, na margem MS, a matriz no entorno dos remanescentes pequenos (áreas MS1 e MS2), inseridos no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, está em regeneração natural há alguns anos. Adicionalmente, embora o grau de isolamento não tenha sido analisado neste estudo, entre as oito áreas analisadas, MS1 e MS2 são as duas únicas que possuem outras áreas de floresta relativamente próximas (dezenas a poucas centenas de metros). Vários estudos já demonstraram a importância da matriz e/ou do grau de isolamento da área para a avifauna florestal em paisagens fragmentadas, sejam elas naturalmente fragmentadas (Anjos & Boçon 1999, Andrade & Marini 2001, Yabe & Marques 2001) ou fragmentadas pela ação do homem (Stouffer & Bierregaard Jr. 1995, Gascon *et al.* 1999, Anjos 2001a, Antongiovanni & Metzger 2005, Uezu *et al.* 2005, Stouffer *et al.* 2006, Martensen *et al.* 2008, Uezu *et al.* 2008).

Características intrínsecas das espécies aparentemente influenciaram para que ocorresse maior proporção de espécies não sensíveis na margem MS. Espécies associadas apenas à zona ATL tiveram maior porcentagem de sensíveis nas duas margens, enquanto todas as espécies registradas na margem MS e metade das registradas na margem PR associadas apenas à zona CSA eram não sensíveis. Isto sugeriu alguma diferença no nível de sensibilidade à fragmentação florestal para espécies que evoluíram em uma ou outra zona. Christiansen & Pitter (1997) analisaram os efeitos da fragmentação florestal sobre a avifauna em uma zona de contato entre MA e CE e evidenciaram que 46% das espécies que foram possivelmente extintas localmente eram endêmicas da MA enquanto nenhuma delas era endêmica do CE. No estudo de Marini (2001), desenvolvido na região do CE, a comunidade como um todo foi sensível ao tamanho do remanescente, porém as espécies endêmicas ou quase endêmicas da região do CE, analisadas separadamente, não se mostraram sensíveis ao tamanho da área, ocorrendo inclusive nos menores remanescentes. Marini (2001) argumentou que a presença destas espécies foi mais influenciada pela ocorrência de áreas úmidas nos remanescentes florestais do que pelo tamanho destes. Em outro estudo, Tubelis *et al.* (2004)

demonstraram como espécies de aves florestais da região do CE exploravam habitats não florestais adjacentes como suplementação de sua área de vida. Tubelis *et al.* (2004) sugeriram que isto poderia ser uma resposta adaptativa de espécies florestais que evoluíram em estreitas faixas de floresta, inseridas em matriz naturalmente aberta e semi-aberta.

Espécies que, na região da PAAP, se encontravam relativamente distantes do seu centro de origem responderam de forma semelhante nas duas margens sugerindo que esta característica seja pouco variável entre as espécies independente de fatores como a permeabilidade da paisagem, ou a afinidades biogeográficas das espécies. Isto poderia ser uma consequência da baixa abundância esperada para populações habitando a periferia da distribuição geográfica da espécie. Populações na periferia da distribuição geográfica da espécie possivelmente estariam vivendo em habitats para os quais não estavam tão bem adaptadas como estariam, em teoria, para aqueles mais próximos do seu centro de origem (Gaston 2003, Kawecki 2008) resultando em baixo sucesso reprodutivo. Um modelo fonte-ralo (*source-sink*) é representado por regiões onde a espécie possui alto sucesso reprodutivo, consideradas como fonte (*source*) de indivíduos, e regiões onde a espécie possui baixo sucesso reprodutivo, consideradas como ralo ou sumidouro (*sink*) de indivíduos. Em tal modelo, as populações habitando a periferia da distribuição geográfica da espécie seriam consideradas como ralo, e seriam mantidas por imigrações constantes vindas da região do centro de origem da espécie (fonte), onde o sucesso reprodutivo da espécie, em tese, seria maior (Kawecki 2008). Devido à intensa fragmentação da paisagem florestal ocorrida na região da PAAP, este processo possivelmente foi interrompido para espécies florestais sem potencial para dispersar através de extensas áreas abertas.

Trinta por cento das espécies registradas nas duas margens apresentaram distinta sensibilidade em cada margem. Esta porcentagem foi menor do que o evidenciado no estudo de Anjos (2006) em que 55% das espécies analisadas apresentaram distinta sensibilidade à fragmentação em duas paisagens. No entanto, o estudo de Anjos (2006) comparou duas paisagens relativamente distantes entre si (cerca de 800 km), enquanto o presente estudo comparou duas paisagens contíguas (distância máxima de 38 km entre os remanescentes). A possibilidade de uma dada espécie ocorrer nas duas paisagens, e ainda, de apresentar a mesma sensibilidade nas duas paisagens, deve ser maior no presente estudo em comparação ao de Anjos (2006). Assim, o fato de 30% das espécies aqui registradas demonstrarem diferente sensibilidade em cada paisagem foi interessante, considerando a reduzida escala espacial. Entre estas espécies com a diferente sensibilidade nas duas margens, aparentemente não houve uma tendência em concentrar ou não características que afetariam negativamente as

aves florestais em paisagens fragmentadas. No presente estudo, as categorias de estrato, dieta, tamanho, ocorrência em bordas e habitats não florestais, e distância do centro de origem foram divididas dicotomicamente em características que, em teoria, tornariam a espécie mais sensível à fragmentação, e características que seriam neutras ou que favoreceriam as aves em paisagens florestais fragmentadas. Isto é corroborado por vários estudos (Willis 1979, Stouffer & Bierregaard Jr. 1995, Christiansen & Pitter 1997, Laurance *et al.* 1997, Anjos & Boçon 1999, Robinson 1999, Ribon *et al.* 2003, Sodhi *et al.* 2004, Lees & Peres 2006, Giraudo *et al.* 2008). Metade das espécies com diferente resposta nas duas margens reunia três de cinco possíveis características que afetariam negativamente as espécies em paisagens fragmentadas, 40% possuíam duas e 10% possuíam quatro das cinco características.

As espécies que foram sensíveis nas duas margens também não apresentaram clara tendência em acumular características negativamente influenciadas pela fragmentação; 50% das espécies com alta sensibilidade nas duas margens possuíam duas das cinco características que afetariam negativamente às espécies e 50% possuíam três destas cinco características. Por outro lado, dentre as espécies com baixa sensibilidade nas duas margens, 50% possuíam apenas uma e 6% não possuíam nenhuma das cinco características que afetariam negativamente às espécies em paisagens fragmentadas enquanto 22% das espécies possuíam três e 22% possuíam duas das cinco características que afetariam negativamente as espécies. O acúmulo de características neutras ou que favoreceriam as aves em paisagens fragmentadas aparentemente contribuiu para torná-las menos sensíveis. A maioria (75%) das espécies, que mostraram a mesma sensibilidade nas duas margens, foi de espécies não sensíveis. Em Anjos (2006), tendência semelhante a esta foi evidenciada: 79% das espécies com a mesma sensibilidade nas duas regiões foram espécies com baixa sensibilidade. Isto poderia significar que espécies com baixa sensibilidade mantêm esta tendência onde quer que ocorram.

Com algumas exceções, este estudo apoiaria à hipótese de que a sensibilidade de grupos funcionais com características geralmente aceitas como negativamente afetadas pela fragmentação, poderia ser mais previsível independente do processo de fragmentação. Por outro lado, a sensibilidade de grupos com características tidas como não afetadas, ou afetadas positivamente pela fragmentação, seriam menos previsíveis, e possivelmente mais dependentes de fatores locais como o histórico de fragmentação. Espécies de grande porte, ou com dieta mais especializada ou populações distantes do centro de origem da espécie, em teoria, seriam mais sensíveis à fragmentação florestal do que cada categoria oposta. No presente estudo, a sensibilidade destes grupos, mostrou-se relativamente mais previsível, uma vez que foi semelhante nas duas paisagens. Inversamente, a sensibilidade de espécies

pertencentes a grupos considerados menos sensíveis à fragmentação florestal, como espécies de pequeno/médio porte, espécies com dieta generalista e de populações que estavam relativamente próximas do centro de origem da espécie mostrou-se menos previsível, variando entre as duas paisagens. As exceções foram as categorias de estrato, e de ocorrência ou não em bordas de floresta e habitats não florestais, em que a variação entre as margens ocorreu entre as espécies de solo/estrato médio e espécies que evitam a borda e não ocorrem em habitats não florestais (mais sensíveis, em teoria) e não entre as espécies de copa e espécies com ocorrência regular em bordas de floresta e em habitats não florestais (menos sensíveis, em teoria).

Da perspectiva da avifauna, o valor biológico de um remanescente florestal com determinado tamanho pode variar de uma região para outra. Por exemplo, em remanescentes florestais com cerca de 10 ha foram registradas 22 espécies (Piratelli *et al.* 2005), 47 espécies (Marini 2001), 59-76 espécies (Anjos & Boçon 1999), 73 espécies (Straube & Urben-Filho 2005), 74 espécies (Krügel & Anjos 2000) 106 espécies (Anjos 2001a) e 109 espécies (Lopes & Anjos 2006). Isto ilustra como outros fatores, além da área, poderiam ser importantes para a riqueza e provavelmente para a composição de espécies e deveriam ser considerados na tomada de decisões visando a conservação. O tamanho do remanescente pode não ser sempre o melhor indicativo, devido à influência de fatores como características da paisagem e a história evolutiva das espécies envolvidas. A interação entre características intrínsecas de cada espécie e características da paisagem poderia resultar em variações na composição e na estrutura da comunidade de aves ao longo do tempo em cada paisagem. O tamanho do remanescente pode ser um importante componente nos processos de fragmentação, mas fatores como predação e competição interespecífica poderiam tornar-se determinantes da riqueza e da composição ao longo da evolução do remanescente (Brown & Sullivan 2005).

Marini (2001) sugeriu que, diante do número de exceções da relação espécie-área, os padrões encontrados em diferentes regiões devem ser bem avaliados antes de serem amplamente aceitos. Diferentes paisagens poderiam requerer diferentes estratégias de conservação. Por exemplo, o estudo de Tubelis *et al.* (2004) sugeriu que unidades de conservação na região do CE, visando à conservação de aves florestais, deveriam incluir, além da área de floresta, uma fração da matriz semi-aberta adjacente, pois inúmeras espécies florestais da região do CE exploram tal habitat. Marini (2001) alegou que para a conservação de espécies de aves florestais endêmicas ou quase endêmicas da região do CE a presença de áreas úmidas no interior do remanescente florestal poderia ser mais importante do que o tamanho do remanescente. Por outro lado, em regiões como a MA ou a Amazônia, em que

ocorrem ou ocorriam extensas áreas de floresta contínua pode ser que predomine a relação espécie-área, como sugerem alguns estudos (Willis 1979, Stouffer & Bierregaard, 1995, Anjos 2004, Giraudo *et al.* 2008).

O presente estudo demonstrou que a sensibilidade da avifauna florestal quanto à fragmentação florestal poderia variar de uma paisagem para outra, mesmo em escala espacial relativamente reduzida. As afinidades biogeográficas das espécies aparentemente influenciaram na variabilidade da sua sensibilidade à fragmentação florestal. Tal fato tem relevância para a conservação, pois sugere que as estratégias para conservação não deveriam ser generalizadas. Pesquisas e medidas de conservação ainda são desiguais no Brasil e mais estudos comparando a sensibilidade da avifauna florestal em diferentes paisagens podem contribuir para refinar as análises e direcionar melhor as estratégias de conservação em cada tipo de paisagem. Uma hipótese interessante a ser testada seria se para aves florestais associadas às zonas CSA e ATL as populações que ocorreriam em uma ou outra zona biogeográfica teriam a mesma sensibilidade em relação à fragmentação florestal. Este tipo de informação mostra-se necessária para determinar quais espécies ou grupos funcionais poderiam manter populações viáveis em um remanescente florestal de determinado tamanho, ou dispersar através de determinado tipo de matriz em diferentes paisagens.

## **AGRADECIMENTOS**

O Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aquicultura (Nupélia), através do Programa Pesquisas Ecológicas de longa Duração (PELD), forneceu apoio logístico e estrutural para a realização do presente estudo. O Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) da Universidade Estadual de Maringá forneceu apoio logístico e estrutural para a realização deste estudo. O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) forneceu apoio financeiro através do Programa Mata Atlântica. O autor recebeu bolsa de doutorado e de doutorado sanduíche do CNPq durante a realização deste estudo (processos: 140353/2006-2 e 202232/2007-7). Luiz dos Anjos, Luciana Baza Mendonça e Germám M. López Iborra, contribuíram com importantes sugestões e críticas para melhorar a qualidade do manuscrito. Edson Santana, Sebastião Rodrigues, Alfredo Soares, Agaito Alves dos Santos e L B. Mendonça contribuíram de maneira fundamental para a coleta dos dados em campo. Agradecemos ainda aos proprietários rurais que permitiram, de forma irrestrita, o acesso aos remanescentes florestais

situados em suas propriedades, por vezes fornecendo alojamento e alimentação aos pesquisadores e também à Secretaria Estadual do Meio Ambiente (SEMA) do estado de Mato Grosso do Sul que permitiu a pesquisa no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema e forneceu alojamento aos pesquisadores durante visitas a este parque.

## LITERATURA CITADA

- AGOSTINHO, A. A., S. M. THOMAZ, AND K. NAKATANI. 2002. A planície de inundação do alto rio Paraná: site 6. *In*: U. Seeliger, C. Cordazzo, and F. Barbosa (Eds.). PELD: os sites e o programa brasileiro de pesquisas ecológicas de longa duração, pp. 101–124. FURG/UFMG, Belo Horizonte, Brasil.
- AGUIAR, L. M., G. LUDWIG, W. K. SVOBODA, C. L. S. HILST, I. T. NAVARRO, AND F. C. PASSOS. 2007. Occurrence, local extinction and conservation of primates in the corridor of the Upper Paraná River, with notes on other mammals. *Rev. Bra. Zool.* 24: 898–906.
- ALEIXO, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor* 101: 537–548.
- ALEIXO, A., AND J. M. E. VIELLIARD. 1995. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 12: 493–511.
- ALHO, C. J. R. 2005. Desafios para a conservação do Cerrado, em face das atuais tendências de uso e ocupação. *In* A. Scariot, J. C. Sousa-Silva, and J. M. Felfili (Orgs.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*, pp. 367–381. MMA, Brasília, Brasil.
- ANCIÃES, M. AND M. Â. MARINI. 2000. Fluctuating asymmetry as indicator of fragmentation effects on birds from Brazilian tropical forests. *J. Appl. Ecol.* 37: 1013–1028.
- ANDRADE, R. D., AND M. Â. MARINI. 2001. Movement of birds in natural forest patches in Southeast Brazil. *In* J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube, and A.L. Ross (Eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*, pp. 125–136. Editora UNISUL, Tubarão, Santa Catarina, Brasil.
- ANJOS, L. DOS. 2001a. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in Southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12: 11–27.
- ANJOS, L. DOS. 2001b. Comunidades de aves florestais: implicações na conservação. *In* J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube, and A.L. Ross (Eds.). *Ornitologia e*

- conservação: da ciência às estratégias, pp. 17–37. Editora UNISUL, Tubarão, Santa Catarina, Brasil.
- ANJOS, L. DOS. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. *An. Acad. Bras. Cienc.* 76: 429–434.
- ANJOS, L. DOS. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in Southern Brazil. *Biotropica* 38: 229–234.
- ANJOS, L. DOS, AND R. BOÇON. 1999. Bird communities in natural forest patches in Southern Brazil. *Wilson Bull.* 111: 397–414.
- ANJOS, L. DOS, E. V. LOPES, AND L. ZANETTE. 2004. Bird guilds in a fragmented landscape of Atlantic Forest, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop. (suppl.)* 15: 137–144.
- ANJOS, L. DOS, G. H. VOLPATO, L. B. MENDONÇA, P. P. SERAFINI, E. V. LOPES, R. BOÇON, E. S. DA SILVA, AND, M. V. BISHEIMER. 2008. Métodos de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. *In* S. Von Matter, F. C. Straube, I. Accordi, V. Piacentini, and J. F. Cândido Jr. (Orgs.). *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento, no Prelo*. Technical Books Editora, Rio de Janeiro, Brasil.
- ANTONGIOVANNI, M., AND J. P. METZGER. 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol. Conserv.* 122: 441–451.
- ANTUNES, A. Z. 2005. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Ararajuba* 13: 47–61.
- ANTUNES, A. Z. 2007. Riqueza e dinâmica de aves endêmicas da Mata Atlântica em um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Ornitol.* 15: 61–68.
- ASSIS, M. A. 1991. Fitossociologia de um remanescente de mata ciliar do rio Ivinheima (MS). MSc Dissertação. Instituto de Botânica. Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, Brasil.
- AWADE, M., AND J. P. METZGER. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecol.* 33: 863–871.
- BIBBY, C., N. D. BURGUESS, AND D. A. HILL. 1993. Bird census techniques. British Trust for Ornithology and the Royal Society for the Protection of Birds. Academic Press, London, UK.

- BLONDEL, J., C. FERRY, AND B. FROCHOT. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38: 55–71.
- BOSCOLO, D., C. CANDIA-GALLARDO, M. AWADE, AND J. P. METZGER. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40: 273–276.
- BROWN, W. P., AND P. J. SULLIVAN. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos* 111: 1–8.
- CAMPOS, J. B., AND M. C. SOUZA. 1997. Vegetação. In A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*, pp. 331–342. EDUEM, Maringá, Brasil.
- CHRISTIANSEN, M. B., AND E. PITTER. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80: 23–32.
- COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (CBRO). 2008. Listas das aves do Brasil. Versão 5/10/2008. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. último acesso em: 20/11/2008.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 1992. Handbook of the birds of the world. Volume 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 1994. Handbook of the birds of the world. Volume 2: New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 1997. Handbook of the birds of the world. Volume 4: Sandgrouse to Cuckoos. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 2001. Handbook of the birds of the world. Volume 6: Mousebirds to Hornbills. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 2002. Handbook of the birds of the world. Volume 7: Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 2003. Handbook of the birds of the world. Volume 8: Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 2004. Handbook of the birds of the world. Volume 9: Cotingas to Pipits and Wagtails. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- DEL HOYO, J., A. ELLIOT, AND J. SARGATAL. 2005. Handbook of the birds of the world. Volume 10: Cuckoo-shrikes to Thrushes. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

- DEVELEY, P. F., AND P. C. STOUFFER. 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conserv. Biol.* 15: 1416–1422.
- DUCA, C. G., J. F. GONÇALVES, AND M. Â. MARINI. 2001. Predação de ninhos artificiais em fragmentos de floresta de Minas Gerais. Ararajuba. *Rev. Bras. Ornitol.* 9: 113–117.
- DUNNING, J. B. 2008. *CRC Handbook of avian body masses*, 2nd Ed. CRC Press. Printed in the U.S.A.
- FEARNSIDE, P. M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conserv. Biol.* 19: 680–688.
- FEELEY, K.J., AND J.W. TERBORGH. 2008. Direct vs. indirect effects of habitat reduction on the loss of avian species from tropical forest fragments. *Anim. Conserv.* 11: 353–360.
- FERRAZ, G., G. J. RUSSELL, P. C. STOUFFER, R. O. BIERREGAARD JR., S. L. PIMM, AND T. E. LOVEJOY. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 100: 14069–14073.
- FOWLER, J., AND L. COHEN. 1986. *Statistics for ornithologists*. British Trust for Ornithology, Thetford, UK.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, AND INPE (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). 2008. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2000–2005*. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo, Brasil.
- GASCON, C., T. E. LOVEJOY, R.O BIERREGAARD JR., J. R. MALCOLM, P. C. STOUFFER, H. L. VASCONCELOS, W. F. LAURANCE, B. ZIMMERMAN, M. TOCHER, AND S. BORGES. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants *Biol. Conserv.* 91: 223–229.
- GASTON, K. J. 2003. *The structure and dynamics of geographic ranges*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- GIRAUDO, A. R., D. SILVIA, J. A. MATTEUCCI, H. JUSTO, AND R. R. ABRAMSON. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiv. Conserv.* 17: 1251–1265.
- GREGGIO, T. C., T. C. T. PISSARRA, AND F. M. RODRIGUES. 2009. Avaliação dos fragmentos florestais do município de Jaboticabal. *Árvore*: 33: 117–124.
- HANSBAUER, M. M., I. STORCH, R. G. PIMENTEL, AND J. P. METZGER. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *J. Trop. Ecol.* 24: 291–299.

- IBGE. (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências n.1. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, Brasil.
- KAWECKI, T. J. 2008. Adaptation to marginal habitats. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 39: 321–342.
- KIRKMAN, T. W. 1996. Statistists to use. Disponível em: [www. Physics.csbsju.edu](http://www.physics.csbsju.edu). Último acesso em: 26/04/2009.
- KRÜGEL, M. M., AND L. DOS ANJOS. 2000. Bird communities in forest remnants in the city of Maringá, Paraná State, Southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 11: 315–330.
- LAURANCE, W. F., AND R. O. BIERREGAARD JR. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University Chicago Press, Chicago, U.S.A.
- LAURANCE, W. F., R. O. BIERREGAARD JR., C. GASCON, R. K. DIDHAM, A. P. SMITH, A. J. LYNAM, V. M. VIANA, T. E. LOVEJOY, K. E. SIEVING, J. W. SITES JR., M. ANDERSEN, M. D. TOCHER, E. A. KRAMER, C. RESTREPO, AND C. MORTIZ. 1997. Tropical forest fragmentation: Synthesis of a diverse and dynamic discipline. *In* W. F. Laurance, and R. O. Bierregaard Jr. (Eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, pp. 502–514. University of Chicago Press, Illinois. U.S.A.
- LAURANCE, W. F., T. E. LOVEJOY, H. L. VASCONCELOS, E. M. BRUNA, R. K. DIDHAM, P. C. STOUFFER, C. GASCON, R. O. BIERREGAARD, S. G. LAURANCE, AND E. SAMPAIO. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments, a 22-year investigation. *Conserv. Biol.* 16: 605–618.
- LEES, A. C., AND C. A. PERES. 2006. Rapid avifaunal collapse along the Amazonian deforestation frontier. *Biol. Conserv.* 133: 198–211.
- LEES, A. C., AND C. A. PERES. 2008. Conservation value of remnant Riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conserv. Biol.* 22: 439–449.
- LEES, A. C., AND C. A. PERES. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118: 280–290.
- LOPES, E. V., AND L. DOS ANJOS. 2006. A composição da avifauna do campus da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23: 145–156.

- LOVEJOY, T. E., R. O. BIERREGAARD JR., A. B. RYLANDS, J. B. MALCOLM, C. QUINTELA, L. H. HARPER, K. S. BROWN JR., A. H. POWELL, G. V. N. POWELL, H. O. R. SCHUBART, AND M. B. HAYS. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In* M. E. Soulé (Ed.). *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*, pp. 257–285. Sinauer Associates, Massachusetts, U.S.A.
- MAACK, R. 1981. *Geografia física do estado do Paraná*. 2ª ed. Curitiba: Secretaria da Cultura e do Esporte do governo do estado do Paraná, Editora José Olympio, Rio de Janeiro, Brasil.
- MACARTHUR, R. H., AND E. O. WILSON. 1967. *The theory of island biogeography*. Evolution Princeton University Press, Princeton, U.S.A.
- MALDONADO-COELHO, M., AND M. Â. MARINI. 2000. Effects of forest fragment size and successional stage on mixed-species bird flocks in Southeastern Brazil. *The Condor* 102: 585–594.
- MALDONADO-COELHO, M., AND M. Â. MARINI. 2003. Composição de bandos mistos de aves em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. *Pap. Avuls. Zool.* 43: 31–54.
- MALDONADO-COELHO, M., AND M. Â. MARINI. 2004. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic Forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biol. Conserv.* 116: 19–26.
- MARINI, M. A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the Cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Intern.* 11: 13–25.
- MARINI, M. Â., AND R. DURÃES. 2001. Annual patterns of molt e reproductive activity of Passerines in South-central Brazil. *The Condor* 103: 767–775.
- MARSDEN, S. J., M. WHIFFIN, AND M. GALETTI. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and Eucalyptus plantations around an Atlantic Forest reserve, Brazil. *Biodiver. Conserv.* 10: 737–751.
- MARTENSEN, A. C., R. G. PIMENTEL, AND J. P. METZGER. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biol. Conserv.* 141: 2184–2192.
- METZGER, J. P., A. C. MARTENSEN, M. DIXO, L. C. BERNACCI, M. C. RIBEIRO, A. M. G. TEIXEIRA, AND R. PARDINI. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic Forest region. *Biol. Conserv.* 142: 1166–1177.
- MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). 2002. *Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável*

e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, MMA, Brasília, Brasil.

- MORELLATO, L. P. C., AND C. F. B. HADDAD. 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786–792.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. FONCECA, AND J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- PARKER III, T. A., D. F. STOTZ, AND J. W. FITZPATRICK. 1996. Ecological and distribution databases. *In* D. F. Stotz, W. J. Fitzpatrick, T. A. Parker III and D. K. Moskovits (Eds.). *Neotropical birds: ecology and conservation*, pp. 118–436. University of Chicago press, Chicago, U.S.A.
- PARRY, L. J. BARLOW, AND C. A. PERES. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *J. Trop. Ecol.* 23: 653–662.
- PIMM, S. L., G. J. RUSSELL, J. L. GITTLEMAN, AND T.M. BROOKS. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347–350.
- PIRATELLI, A., V. A. ANDRADE, AND M. L. FILHO. 2005. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. *Iheringia, Ser. Zool.* 95: 217–222.
- PIRATELLI, A., M. A. C. SIQUEIRA, AND L. O. MARCONDES-MACHADO. 2000. Reprodução e muda de penas em aves de sub-bosque na região leste de Mato do Sul. *Ararajuba* 8: 99–107.
- PIRATELLI, A., S. D. SOUSA, J. S. CORRÊA, V. A. ANDRADE, R. Y. RIBEIRO, L. H. AVELAR, AND E. F. OLIVEIRA. 2008. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.* 68: 259–268.
- RANTA, P., T. BLOM, J. NIEMELA, E. JOENSUU, AND M. SIITONEN. 1998. The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: Size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 7: 385–403.
- RIBEIRO, M. C., J. P. METZGER, A. C. MARTENSEN, F. J. PONZONI, AND M. M. HIROTA. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141–1153.
- RIBON, R., J. E. SIMON, AND G. T. MATTOS. 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Cons. Biol.* 17: 1827–1839.
- RIDGELY, R. S., T. F. ALLNUTT, T. BROOKS, D. K. MCNICOL, D. W. MEHLMAN, B. E. YOUNG, AND J. R. ZOOK. 2007. Digital distribution maps of the birds of the western hemisphere, version 3.0. NatureServe, Arlington, Virginia, U.S.A.

- ROBINSON, W. D. 1999. Long-term changes in the avifauna of Barro Colorado island, Panama, a tropical forest isolate. *Conserv. Biol.* 13: 85–97.
- SCARIOT, A., J. C. SOUSA-SILVA, AND J. M. FELFILI. 2005. Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação, MMA, Brasília, Brasil.
- SEKERCIOGLU, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.* 21: 464–471.
- SILVA, J. M. C., AND J. M. BATES. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *Bioscience* 52: 225–233.
- SODHI, N. S., L. H. LIOW, AND F. A. BAZZAZ. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 323–45.
- SODHI, N. S., AND K. G. SMITH. 2007. Conservation of tropical birds: mission possible? *J. Ornithol.* 148 (Suppl 2): 305–309.
- SOUZA-FILHO, E. E., AND J. C. STEVAUX. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. *In* A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn (Eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*, pp. 3–46. EDUEM, Maringá, Brasil.
- STOUFFER, P. C., AND R. O. BIERREGAARD JR. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429–2445.
- STOUFFER, P.C., R. O. BIERREGAARD JR, C. STRONG, AND T. E. LOVEJOY. 2006. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rain forest fragments. *Conserv. Biol.* 20: 1212–1223.
- STOUFFER, P. C., C. STRONG, AND L. N. NAKA. 2009. Twenty years of understorey bird extinctions from Amazonian rain forest fragments: consistent trends and landscape-mediated dynamics. *Diversity Distrib.* 15: 88–97.
- STRAUBE, F. C., AND A. URBEN-FILHO. 2005. Observações sobre a avifauna de pequenos remanescentes florestais na região noroeste do Paraná (Brasil). *Atual. Ornitol.* 123: 10.
- STRIKE, E. S., AND L. DOS ANJOS. 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitol. Neotrop.* 10: 61–68.
- TEIXEIRA, A. M. G., B. S. SOARES-FILHO, S. R. FREITAS, AND J. P. METZGER. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *For. Ecol. Manage.* 257: 1219–1230.

- THOMAZ, S. M., M. DO C. ROBERTO, AND L. M. BINI. 1997. Caracterização dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. *In* A. E. A. M. Vazzoler, A. A. Agostinho, and N. S. Hahn (Eds). A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos, pp. 73–102. EDUEM, Maringá, Brasil.
- TUBELIS, D. P., A. COWLING, AND C. DONNELLY. 2004. Landscape supplementation in adjacent savannas and its implications for the design of corridors for forest birds in the Central Cerrado, Brazil. *Biol. Conserv.* 118: 353–364.
- UEZU, A., D. D. BEYER, AND J. P. METZGER. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic Forest region? *Biodivers. Conserv.* 17: 1907–1922.
- UEZU, A., J. P. METZGER, AND J. M. E. VIELLIARD. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123: 507–519.
- VIELLIARD, J. E. M., AND W. R. SILVA. 1990. Nova metodologia de levantamento quantitativo da avifauna e primeiros resultados no interior do estado de São Paulo, Brasil. *In* S. Mendes (Ed.). *Anais do IV Encontro de Anilhadores de Aves*, pp. 117–151. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil.
- YABE, R. DE S., AND E. J. MARQUES. 2001. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal mato-grossense e sua relação com a dieta. *In*: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr, F. C. Straube, and A. Roos (Orgs.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*, pp. 103–124. Editora UNISUL, Tubarão, Santa Catarina, Brasil.
- WILLIS, E. O. 1979. The composition on avian communities in remanescents woodlots in Southern Brazil. *Pap. Avuls. Zool.* 33: 1–25.

APÊNDICE. Índice Pontual de Abundância (IPA) e grau de sensibilidade (SE) à fragmentação florestal de cada espécie registrada nos remanescentes grandes (GD) e pequenos (PQ) das margens PR e/ou MS do rio Paraná na região da PAAP. Afinidades biogeográficas (AF) em relação às zonas biogeográficas Centro Sul Americana (CSA), Atlântica (ATL) ou à ambas (CSA/ATL) e dieta (DI) atribuída a cada espécie. S: sensível, N: não sensível, ONI: onívoro, FGV: frugívoro e INS: insetívoro. Dentro de cada margem, letras sobrescritas diferentes indicam diferença na abundância da espécie em remanescentes grandes e pequenos e letras sobrescritas iguais indicam semelhança na abundância de cada espécie em remanescentes grandes e pequenos (Teste  $G$ ;  $\alpha = 0,05$ ). Nomenclatura e sequência taxonômica seguem CBRO (2008).

Taxa	IPA						AF	DI
	Margem PR			Margem MS				
	PQ	GD	SE	PQ	GD	SE		
<b>Tinamidae</b>								
<i>Crypturellus undulatus</i>				0,29 <sup>c</sup>	0,33 <sup>c</sup>	N	CSA	ONI
<i>Crypturellus tataupa</i>		0,65	S	0,35 <sup>c</sup>	0,04 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<b>Cracidae</b>								
<i>Penelope superciliaris</i>	0,06	0,01		0,03	0,04		CSA, ATL	FGV
<b>Columbidae</b>								
<i>Claravis pretiosa</i>		0,01	S				CSA, ATL	ONI
<i>Patagioenas speciosa</i>		0,01	S				CSA, ATL	FGV
<i>Patagioenas cayennensis</i>				0,19 <sup>c</sup>	0,11 <sup>c</sup>	N	CSA, ATL	FGV
<i>Leptotila verreauxi</i>	1,14 <sup>a</sup>	1,17 <sup>a</sup>	N	0,46 <sup>c</sup>	0,54 <sup>c</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Geotrygon montana</i>		0,15	S	0,03 <sup>c</sup>	0,13 <sup>d</sup>	S	CSA, ATL	ONI
<b>Psittacidae</b>								
<i>Ara chloropterus</i>					0,24	S	CSA, ATL	FGV
<i>Primolius maracana</i>	0,01	0,01		0,01	0,03		CSA, ATL	FGV
<i>Aratinga leucophthalma</i>	0,21 <sup>a</sup>	0,28 <sup>a</sup>	N	0,21 <sup>c</sup>	0,15 <sup>c</sup>	N	CSA, ATL	FGV
<i>Pyrrhura frontalis</i>	0,19 <sup>a</sup>	0,40 <sup>b</sup>	S	0,01 <sup>c</sup>	0,18 <sup>d</sup>	S	ATL	FGV
<i>Pionus maximiliani</i>		0,26	S	0,01	0,04		CSA, ATL	FGV

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA						AF	DI
	Margem PR			Margem MS				
	PQ	GD	SE	PQ	GD	SE		
<i>Amazona aestiva</i>	0,67 <sup>a</sup>	0,78 <sup>a</sup>	N	0,10 <sup>c</sup>	0,65 <sup>d</sup>	S	CSA, ATL	FGV
Cuculidae								
<i>Piaya cayana</i>	0,51 <sup>a</sup>	0,58 <sup>a</sup>	N	0,14 <sup>c</sup>	0,31 <sup>d</sup>	S	CSA, ATL	INS
<i>Crotophaga major</i>				0,21 <sup>c</sup>	0,01 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	INS
<i>Dromococcyx pavoninus</i>				0,01	0,03		ATL	INS
Trogonidae								
<i>Trogon surrucura</i>	0,13 <sup>a</sup>	0,13 <sup>a</sup>	N	0,67 <sup>c</sup>	0,56 <sup>c</sup>	N	ATL	ONI
<i>Trogon rufus</i>		0,03	S				ATL	ONI
Momotidae								
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>		0,24	S				ATL	ONI
<i>Momotus momota</i>				0,78 <sup>c</sup>	0,51 <sup>d</sup>	N	CSA	ONI
Bucconidae								
<i>Notharchus swainsoni</i>		0,01	S		0,01	S	ATL	INS
Ramphastidae								
<i>Pteroglossus castanotis</i>	0,06 <sup>a</sup>	0,26 <sup>b</sup>	S	0,11 <sup>c</sup>	0,19 <sup>c</sup>	N	CSA	FGV
Picidae								
<i>Melanerpes flavifrons</i>		0,22	S		0,10	S	ATL	ONI
<i>Veniliornis passerinus</i>				0,06	0,01		CSA	INS
<i>Colaptes melanochloros</i>	0,11 <sup>a</sup>	0,11 <sup>a</sup>	N	0,03	0,03		CSA, ATL	ONI
<i>Celeus flavescens</i>				0,11 <sup>c</sup>	0,25 <sup>d</sup>	S	CSA, ATL	INS
<i>Dryocopus lineatus</i>	0,06	0,06		0,03	0,10		CSA, ATL	INS
<i>Campephilus robustus</i>		0,01	S				ATL	INS
Thamnophilidae								
<i>Hypoedaleus guttatus</i>					0,01	S	ATL	INS

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA						AF	DI
	Margem PR			Margem MS				
	PQ	GD	SE	PQ	GD	SE		
<i>Taraba major</i>				0,47 <sup>c</sup>	1,01 <sup>d</sup>	S	CSA, ATL	INS
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0,01		N				CSA, ATL	INS
<i>Dysithamnus mentalis</i>		0,47	S				CSA, ATL	INS
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>		0,08	S				CSA, ATL	INS
<i>Pyriglena leucoptera</i>		0,15	S				ATL	INS
Conopophagidae								
<i>Conopophaga lineata</i>	0,07 <sup>a</sup>	0,33 <sup>b</sup>	S				ATL	INS
Dendrocolaptidae								
<i>Sittasomus griseicapillus</i>		0,10	S	0,01	0,01		CSA, ATL	INS
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>		0,32	S		0,01	S	CSA, ATL	INS
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	0,04 <sup>a</sup>	0,25 <sup>b</sup>	S	0,07 <sup>c</sup>	0,24 <sup>d</sup>	S	CSA, ATL	INS
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i>				0,11		N	CSA	INS
Furnariidae								
<i>Synallaxis ruficapilla</i>					0,03	S	ATL	INS
<i>Hylocryptus rectirostris</i>				0,01		N	CSA	INS
Tyrannidae								
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	0,10	0,03			0,06	S	CSA, ATL	INS
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>				0,01		N	CSA	INS
<i>Myiornis auricularis</i>	0,86 <sup>a</sup>	0,38 <sup>b</sup>	N	0,14 <sup>c</sup>	0,50 <sup>d</sup>	S	ATL	INS
<i>Poecilatriccus latirostris</i>				0,39 <sup>c</sup>	0,08 <sup>d</sup>	N	CSA	INS
<i>Myiopagis caniceps</i>	0,24 <sup>a</sup>	0,04 <sup>b</sup>	N	0,03	0,04		ATL	ONI
<i>Myiopagis viridicata</i>	0,04	0,04		0,10	0,03		CSA, ATL	ONI
<i>Elaenia spectabilis</i>				0,11		N	CSA	ONI
<i>Elaenia parvirostris</i>	0,01		N				CSA	ONI
<i>Camptostoma obsoletum</i>	0,01	0,01		0,04		N	CSA, ATL	ONI
<i>Capsiempis flaveola</i>		0,01	S	0,03		N	CSA, ATL	INS
<i>Lathrotriccus eulerei</i>	0,29 <sup>a</sup>	0,18 <sup>a</sup>	N	0,07		N	CSA, ATL	INS

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA						AF	DI
	Margem PR			Margem MS				
	PQ	GD	SE	PQ	GD	SE		
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	0,19 <sup>a</sup>	0,24 <sup>a</sup>	N	0,03		N	CSA, ATL	INS
<i>Colonia colonus</i>		0,01	S				CSA, ATL	ONI
<i>Legatus leucophaeus</i>				0,01		N	CSA, ATL	ONI
<i>Myiozetetes similis</i>				0,13		N	CSA, ATL	ONI
<i>Pitangus sulphuratus</i>	0,43 <sup>a</sup>	0,21 <sup>b</sup>	N	0,68 <sup>c</sup>	0,35 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Myiodynastes maculatus</i>	0,06	0,07		0,08	0,03		CSA, ATL	ONI
<i>Megarynchus pitangua</i>	0,81 <sup>a</sup>	0,67 <sup>a</sup>	N	0,54 <sup>c</sup>	0,32 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Tyrannus melancholicus</i>		0,01	S	0,10	0,03		CSA, ATL	ONI
<i>Sirystes sibilator</i>		0,06	S		0,03	S	CSA, ATL	ONI
<i>Casiornis rufus</i>				0,21 <sup>c</sup>	0,01 <sup>d</sup>	N	CSA	ONI
<i>Myiarchus ferox</i>				0,08		N	CSA, ATL	ONI
<i>Myiarchus tyrannulus</i>				0,01		N	CSA, ATL	ONI
Cotingidae								
<i>Procnias nudicollis</i>					0,04	S	ATL	FGV
Pipridae								
<i>Pipra fasciicauda</i>	0,11	0,01		0,07	0,01		CSA	FGV
Tityridae								
<i>Tityra inquisitor</i>	0,07	0,04		0,01	0,01		ATL	FGV
<i>Tityra cayana</i>	0,14 <sup>a</sup>	0,28 <sup>a</sup>	N	0,11 <sup>c</sup>	0,14 <sup>c</sup>	N	CSA, ATL	FGV
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	0,08	0,01		0,14 <sup>c</sup>	0,01 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Pachyramphus validus</i>	0,04	0,01		0,03		N	CSA, ATL	INS
Vireonidae								
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	0,99 <sup>a</sup>	0,08 <sup>b</sup>	N	0,17		N	CSA, ATL	ONI
<i>Vireo olivaceus</i>				0,01		N	CSA, ATL	INS
Corvidae								
<i>Cyanocorax chrysops</i>	0,01 <sup>a</sup>	0,33 <sup>b</sup>	S	0,42 <sup>c</sup>	0,15 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI

## APÊNDICE continuação

Taxa	IPA						AF	DI
	Margem PR			Margem MS				
	PQ	GD	SE	PQ	GD	SE		
Troglodytidae								
<i>Cantorchilus leucotis</i>				0,15		N	CSA	INS
Turdidae								
<i>Turdus leucomelas</i>	0,35 <sup>a</sup>	0,17 <sup>a</sup>	N	0,68 <sup>c</sup>	0,06 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0,04		N	0,04		N	CSA, ATL	ONI
<i>Turdus subalaris</i>		0,01	S				ATL	ONI
Thraupidae								
<i>Cissopis leverianus</i>	0,01	0,04		0,01		N	CSA, ATL	ONI
<i>Nemosia pileata</i>	0,04 <sup>a</sup>	0,11 <sup>a</sup>	N	0,03		N	CSA, ATL	INS
<i>Ramphocelus carbo</i>	0,01		N	0,32 <sup>c</sup>	0,11 <sup>d</sup>	N	CSA	ONI
<i>Thraupis sayaca</i>	0,10	0,03		0,25 <sup>c</sup>	0,03 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Thraupis palmarum</i>	0,01		N	0,01		N	CSA, ATL	FGV
<i>Tersina viridis</i>				0,04		N	ATL	ONI
<i>Dacnis cayana</i>	0,01	0,01		0,04		N	CSA, ATL	ONI
<i>Hemithraupis guira</i>		0,01	S				CSA	ONI
<i>Conirostrum speciosum</i>	0,17 <sup>a</sup>	0,07 <sup>a</sup>	N	0,04		N	CSA, ATL	ONI
Emberizidae								
<i>Arremon flavirostris</i>	0,01		N				CSA, ATL	ONI
Cardinalidae								
<i>Saltator similis</i>		0,01	S				CSA, ATL	ONI
Parulidae								
<i>Parula pitiayumi</i>		0,06	S	0,03		N	CSA, ATL	INS
<i>Basileuterus culicivorus</i>	0,33 <sup>a</sup>	0,65 <sup>b</sup>	S	0,08 <sup>c</sup>	0,10 <sup>c</sup>	N	CSA, ATL	INS
Icteridae								

## APÊNDICE continuação

<i>Taxa</i>	IPA						AF	DI
	Margem PR			Margem MS				
	PQ	GD	SE	PQ	GD	SE		
<i>Cacicus haemorrhous</i>	0,81 <sup>a</sup>	0,32 <sup>b</sup>	N	0,71 <sup>c</sup>	0,10 <sup>d</sup>	N	CSA, ATL	ONI
<i>Icterus cayanensis</i>	0,15 <sup>a</sup>	0,07 <sup>a</sup>	N	0,19 <sup>c</sup>	0,08 <sup>c</sup>	N	CSA, ATL	ONI
Fringillidae								
<i>Euphonia chlorotica</i>	0,13 <sup>a</sup>	0,15 <sup>a</sup>	N	0,25 <sup>c</sup>	0,04 <sup>d</sup>	N	ATL	FGV