

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

LUCIANA BAZA MENDONÇA

**Aves frugívoras na porção extremo-oeste da Floresta Atlântica, Brasil:
composição específica, características e sensibilidade à fragmentação florestal**

Maringá
2009

LUCIANA BAZA MENDONÇA

**Aves frugívoras na porção extremo-oeste da Floresta Atlântica, Brasil:
composição específica, características e sensibilidade à fragmentação florestal**

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)

M539a	<p>Mendonça, Luciana Baza, 1978- Aves frugívoras na porção extremo-oeste da Floresta Atlântica, Brasil : composição específica, características e sensibilidade à fragmentação florestal / Luciana Baza Mendonça. -- Maringá, 2009. 88 f. : il. (algumas color.).</p> <p>Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2009. Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos.</p> <p>1. Aves frugívoras - Ecologia - Floresta Atlântica - Planície de inundação - Alto rio Paraná. 2. Aves frugívoras - Conservação - Floresta Atlântica - Planície de inundação - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em "Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais".</p> <p>CDD 22. ed. -598.178209816 NBR/CIP - 12899 AACR/2</p>
-------	---

FOLHA DE APROVAÇÃO

LUCIANA BAZA MENDONÇA

Aves frugívoras na porção extremo-oeste da Floresta Atlântica, Brasil: composição específica, características e sensibilidade à fragmentação florestal

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

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina (Presidente)

Prof. Dr. José Flávio Cândido Jr.
Unioeste

Prof^a. Dr^a. Sandra Bos Mikich
Instituto Ambiental do Paraná

Prof. Dr. Erivelto Goulart
Universidade Estadual de Maringá/Nupélia-PEA

Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki
Universidade Estadual de Maringá

Aprovada em: 15 de junho de 2009

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

Aos meus pais, Wilson e Nelci e ao meu irmão Erick,
pois com eles aprendi a Amar.

AGRADECIMENTOS

A Deus, minha família e meus amigos – por tudo!

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz dos Anjos, pelos ensinamentos e incentivos constantes. É, professor, acho que agora eu saio do ovo!

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá (PEA-UEM).

Aos membros da comissão julgadora, que muito gentilmente deixaram seus compromissos para participar da defesa do presente estudo e contribuir para a melhoria da qualidade do trabalho: Prof. Dr. José Flávio Cândido Jr., Prof. Dra. Sandra Bos Mikish, Prof. Dr. Erivelto Goulart e Prof. Dr. Cláudio Henrique Zawadzki.

Ao amigo e companheiro de Ornitologia Edson Varga Lopes, que participou de todas as amostragens de campo e contribuiu com seus ensinamentos e, especialmente, amizade.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de doutorado e apoio financeiro para a realização dos levantamentos em campo. A autora se sente honrada em ter participado dos projetos “A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Estrutura e Processos Ambientais”, que integra o Programa de Ecologia de Longa Duração (PELD–Site 6; CNPq) e “Monitoramento da Biodiversidade em Bacias Hidrográficas de Mata Atlântica” (MBBHMA; CNPq; coordenação pelo Prof. Dr. Luiz dos Anjos). Recursos financeiros para a realização dos trabalhos de campo foram obtidos do PELD–Site 6 e parte dos dados de campo utilizados no primeiro capítulo foram coletados pela equipe do MBBHMA: Edson Varga Lopes, Grazielle Hernandes Volpato, Patrícia Pereira Serafini, Roberto Boçon, Maria Vitória Bisheimer, José Eduardo Simon, Carlos Eduardo da Silva Garske e Fernando de Lima Fávaro.

Ao Núcleo de Pesquisas em Limnologia, Ictiologia e Aqüicultura (Nupélia) e, em especial, ao Prof. Dr. Ângelo Antônio Agostinho, que, desde o início, acreditou e incentivou o trabalho dos ornitólogos da instituição.

Ao Instituto Ambiental do Paraná e, em especial, ao Prof. Dr. João Batista Campos, que possibilitou a publicação do livro “Aves da planície alagável do Alto Rio Paraná”, no qual estão incluídos dados parciais do presente estudo.

Para a realização dos trabalhos de campo, contamos com apoio logístico de muitas pessoas e instituições, aos quais sou muito grata. A base avançada de pesquisas da UEM em Porto Rico (PR) foi utilizada com frequência durante as amostragens. Agradeço sinceramente

a todos que fizeram parte da equipe de campo, em especial nossos companheiros na observação das aves e sempre atentos marinheiros: Sebastião Rodrigues, Alfredo Soares e Agaito, pelo valoroso auxílio e amizade. Edson Santana contribuiu de forma fundamental nas expedições de reconhecimento da área de estudo na margem paranaense.

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e a Superintendência de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Mato Grosso do Sul (SUPEMA) concederam permissões e apoio logístico para o desenvolvimento dos levantamentos em Unidades de Conservação dos Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul.

A Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), Indústria Klabin de Papel e Celulose, Paróquia Nossa Senhora das Neves (Palmeira, PR), Fazenda e RPPN Santa Francisca (Querência do Norte, PR), Fazenda Belo III (Querência do Norte, PR), Fazenda Divina Pastora (Porto Rico, PR), Fazenda Bandeirantes (Nova Andradina, MS), Fazenda Hotel Serra do Panelão (Urubici, SC), Pousada Rio Canoas (Urubici, SC) e vários proprietários que permitiram o acesso aos fragmentos florestais localizados em suas propriedades e forneceram apoio logístico. Jaime Luiz Lopes Pereira foi o responsável pela elaboração da Figura do trecho do Alto Rio Paraná compreendido no estudo.

Se as coisas são inatingíveis... ora!
Não é motivo para não querê-las...
Que tristes os caminhos se não fora
A mágica presença das estrelas!

Mario Quintana

Aves frugívoras na porção extremo-oeste da Floresta Atlântica, Brasil: composição específica, características e sensibilidade à fragmentação florestal

RESUMO

Aves frugívoras representam uma parcela considerável das comunidades de aves Neotropicais e desempenham importantes funções ecológicas, como a dispersão de sementes. São, portanto, elementos relevantes na manutenção da integridade biótica dentro dos ecossistemas ou mesmo nos processos de regeneração florestal. Contudo, em virtude de fatores como perda de habitat, caça e comércio ilegal, as aves frugívoras, especialmente aquelas de médio e grande porte, figuram entre as mais ameaçadas da Floresta Atlântica brasileira. O presente estudo, dividido em dois capítulos, contempla dois assuntos relevantes para a conservação das aves frugívoras: distribuição espacial e sensibilidade à fragmentação florestal, tendo como área de estudo o Alto Rio Paraná. A região abrange áreas nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul e localiza-se numa zona de transição entre dois *hotspots* de biodiversidade e áreas de conservação prioritária: a Floresta Atlântica e o Cerrado. No primeiro capítulo, investigou-se a composição de espécies e características da assembléia de aves frugívoras do Alto Rio Paraná, no que se refere à similaridade desta com a da Floresta Atlântica, Cerrado, Pantanal e Chaco. O segundo capítulo, por sua vez, abordou a sensibilidade de aves frugívoras florestais à fragmentação florestal, fornecendo informações que podem auxiliar na identificação de espécies mais críticas para a conservação.

Palavras-chave: Aves frugívoras. Afinidades biogeográficas. Ecótonos. Conservação. Sensibilidade. Risco de extinção. Gradientes. Floresta Atlântica. Cerrado.

Frugivorous birds of the extreme West portion of the Brazilian Atlantic Forest: species composition, ecological traits, and sensitivity to forest fragmentation

ABSTRACT

Frugivorous birds are one of the most representative groups in Neotropical bird communities. They are important drivers of ecological functions regarded as key processes of biodiversity maintenance in biotic communities, and can play an important role in forest regeneration. Nevertheless, as a consequence of processes as habitat loss and overhunting, frugivorous birds are also one of the most threatened bird groups in the Brazilian Atlantic Forest. The present study, divided in two chapters, address two subjects relevant to conservation of frugivorous birds: spatial distribution and sensitivity to forest fragmentation, taking place in the Upper Paraná River, the study site. The region lies between the states of Paraná and Mato Grosso do Sul (Brasil), at a transition zone between two world's biodiversity hotspots and areas of conservation priority: the Brazilian Atlantic Forest, and the Cerrado (Brazilian savanna). In the first chapter, we investigated species composition and ecological traits of the frugivorous bird assemblage at the Upper Paraná River, regarding its similarity to the biomes Atlantic forest, Cerrado, Pantanal and Chaco. In the second, we analyzed sensitivity of frugivorous birds to forest fragmentation, providing helpful information to identify species of greater conservation concern.

Keywords: frugivorous birds. Biogeographical affinities. Ecotone. Conservation. Sensitivity. Extinction threat. Environmental gradients. Atlantic Forest. Cerrado.

Tese elaborada e formatada conforme as
normas da publicação científica Ornitologia Neotropical.
Disponível em: <<http://www.neotropicalornithology.org/revista/revista.html>>

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	11
Capítulo 1: AVES FRUGÍVORAS EM UMA ZONA DE CONTATO ENTRE A FLORESTA ATLÂNTICA E O CERRADO: UM ESTUDO DE CASO NA PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ.....	18
Introdução.....	20
Métodos.....	23
Resultados.....	32
Discussão.....	39
Referências.....	44
Apêndice.....	55
Capítulo 2: QUE AVES FRUGÍVORAS SÃO SENSÍVEIS À FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL? UM ESTUDO COMPARATIVO EM UMA ZONA DE CONTATO ENTRE BIOMAS NEOTROPICAIS.....	58
Introdução.....	60
Métodos.....	63
Resultados.....	69
Discussão.....	76
Referências.....	82

INTRODUÇÃO GERAL

Aves que incluem regularmente frutos em suas dietas são importantes na estrutura dos ecossistemas neotropicais por representarem uma parcela considerável das comunidades de aves (Loiselle 1988, Anjos 2002, Donatelli *et al.* 2004, Naka 2004). Além disso, elas desempenham importantes funções ecológicas ao interagirem com as plantas, como a dispersão de sementes (Pizo 2001, Silva & Tabarelli 2000, Tabarelli & Peres 2002). São, portanto, elementos relevantes na manutenção da integridade biótica dentro dos ecossistemas ou mesmo nos processos de regeneração florestal (Whittaker & Jones 1994, Tabarelli & Peres 2002, Sekercioglu 2006). Contudo, em virtude de fatores como baixa densidade populacional (e.g. Galetti *et al.* 1997), perda de habitat, caça e comércio ilegal, as aves frugívoras, especialmente aquelas de médio e grande porte, figuram entre as mais ameaçadas da Floresta Atlântica brasileira (Göerk 1997, Pizo 2001).

A investigação de aspectos relacionados à distribuição e demografia das aves frugívoras fornece importante subsídio para o desenvolvimento de estratégias de conservação destas e, indiretamente, das plantas com as quais elas mantêm relações de mutualismo (Pizo 2001). Uma grande proporção das espécies de plantas da Floresta Atlântica apresenta dispersão por aves (27-75%: Almeida-Neto *et al.* 2008). A extinção local destes animais em porções altamente fragmentadas deste bioma poderia comprometer a dispersão das sementes de tais plantas (e.g. Silva & Tabarelli 2000, Tabarelli & Peres 2002) e, em um efeito cascata, a estrutura das comunidades vegetais e capacidade de regeneração dos ecossistemas florestais. Adicionalmente, muitas espécies de aves frugívoras podem representar uma ótima ferramenta em programas de educação ambiental; uma vez que muitas aves frugívoras são chamativas devido ao seu colorido e/ou porte, é possível despertar em populações humanas interesse pela conservação (Pizo 2001).

Diversos fatores influenciam a riqueza de espécies de aves frugívoras e o tamanho de suas populações em um determinado local, como os aspectos estruturais do ambiente, a composição e a estrutura da vegetação e a disponibilidade de frutos (Loiselle & Blake 1991, 1993, Price *et al.* 1999, Malizia 2001, Pizo 2001, Gimenes & Anjos 2003, Chavez-Campos 2004, Hasui *et al.* 2007, Kissling *et al.* 2007, 2008). Ainda, por apresentarem uma relação estreita com a vegetação, especialmente com as formações florestais, estas aves têm sido consideradas particularmente sensíveis às alterações na paisagem (Willis 1979, Christiansen & Pitter 1997, Ribon *et al.* 2003, Giraudo *et al.* 2008).

Em sua estruturação primária, a Floresta Atlântica abrangia aproximadamente 1,5 milhão de quilômetros quadrados; estendendo-se de forma praticamente contínua em uma faixa próxima ao Oceano Atlântico desde o Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, a Mata Atlântica se estendia em direção ao interior na porção sul (principalmente nos Estados de São Paulo e Paraná) avançando até o rio Paraná (Ab'Sáber 2003). Entretanto, como a região ocupada pelo bioma coincide com a área de maior concentração urbana, a cobertura florestal foi amplamente reduzida no passado. Estima-se que restam 11,7% da cobertura florestal original de Floresta Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009). Raramente se observam áreas de floresta contínua; ao contrário, a paisagem é constituída por fragmentos de floresta de diferentes tamanhos – em sua maioria menores que 50 ha – e graus de conservação envolvidos por uma matriz predominantemente agropastoril ou urbana (Ribeiro *et al.* 2009).

A Floresta Atlântica brasileira é considerada um dos principais *hotspots* de biodiversidade mundial e uma área de conservação prioritária (Myers *et al.* 2000); este complexo bioma contém uma riqueza de espécies maior que algumas áreas de Floresta Amazônica, é caracterizado por elevados graus de endemismo (Morelato & Haddad 2000) e se constitui em uma das regiões mais ameaçadas do planeta (Myers *et al.* 2000). Entretanto, assim como ocorre para muitos grupos animais e vegetais, existe ainda um número limitado de informações disponíveis sobre as aves frugívoras, no que se refere aos padrões de distribuição espacial e de sensibilidade aos processos de fragmentação florestal e perda de habitat, dados fundamentais para a tomada de decisões visando à conservação.

O alto rio Paraná (ARP), divisa entre o extremo noroeste do Paraná e sul do Mato Grosso do Sul, está inserido na porção extremo-oeste da distribuição da Floresta Atlântica brasileira, numa região de contato entre duas importantes zonas biogeográficas: Floresta Atlântica e Centro Sul Americana (Stotz *et al.* 1996), o que torna a região de interesse tanto para a ciência quanto para a conservação. Nesta região, a Floresta Atlântica vai sendo gradualmente substituída pelo Cerrado – *hotspot* de biodiversidade e área de conservação prioritária (Myers *et al.* 2000) – à medida que se adentra o estado do Mato Grosso do Sul, de forma que a influência deste bioma é mais marcante na margem direita do rio Paraná.

Na região está localizada ainda a planície alagável do ARP. Originalmente, esta planície estendia-se por cerca de 480 km ao longo do rio, especialmente em sua margem direita (sul-mato-grossense). Com o enchimento do reservatório da usina hidrelétrica de Porto Primavera (1998-2001), mais da metade deste ecossistema foi perdida; ainda assim, a porção restante (230 km) representa um ecossistema singular e extremamente rico e é considerada como altamente prioritária para a conservação (MMA/SBF 2003, Agostinho *et al.* 2004). A

região do ARP abrange duas unidades de conservação, o Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema e a Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná. Em 2001, a totalidade da área foi incorporada à Reserva da Biosfera da Mata Atlântica do programa MAB/UNESCO (<http://www.rbma.org.br>). O ARP constitui-se ainda no sítio 6 do Programa de Estudos Ecológicos de Longa Duração (PELD sítio-6, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq), um projeto multidisciplinar dentro da Ecologia que envolve mais de 40 pesquisadores e instituições nacionais e internacionais.

Em relação à avifauna, o ARP mostra-se extremamente diverso em termos de habitats. Os ambientes aquático, terrestre e de transição são bastante diversificados e formam um mosaico extremamente complexo de habitats: florestas secas e periodicamente alagáveis, faixas de vegetação ripária, várzeas, campos naturais e antropizados, florestas de buritis (Souza *et al.* 2004). Mais de 370 espécies de aves já foram citadas para a região (Gimenes *et al.* 2007). Apesar das alterações antropogênicas sofridas, ela é uma das mais bem conservadas ao longo do rio Paraná e representa o último trecho deste rio, em território brasileiro, livre de barragens e onde ainda existe um ecossistema rio-planície alagável (Agostinho *et al.*, 2004). Esta área tem papel fundamental na manutenção da diversidade biótica regional e abriga ainda diversas espécies de vertebrados que são raras ou que estão em risco de extinção (Agostinho 1997); algumas aves criticamente em perigo no Estado do Paraná, como *Crax fasciolata*, *Ara ararauna* e *Ara chloropterus* são registradas atualmente, no referido Estado, exclusivamente ou preferencialmente em áreas marginais ao longo do vale do rio Paraná: (Straube *et al.* 2004).

O presente estudo contempla dois assuntos relevantes para a conservação das aves frugívoras: distribuição espacial e sensibilidade à fragmentação florestal e perda de habitat. No primeiro capítulo, com base em informações obtidas em campo e em estudos publicados na literatura, foram investigadas as afinidades biogeográficas da avifauna frugívora do ARP. Comparou-se a composição de espécies e as características espécies encontradas na região com a de outras localidades de Floresta Atlântica, Cerrado, Pantanal e com o Chaco. O segundo capítulo, por sua vez, aborda um tema relacionado ao efeito da fragmentação florestal e da perda de habitat sobre as comunidades: a sensibilidade das espécies de aves frugívoras à alteração da paisagem, levando em consideração que características ecológicas podem estar relacionadas ao grau de sensibilidade e risco de extinção das espécies.

Uma grande variedade de aves consome frutos e/ou sementes. Contudo, a participação deste item na dieta pode variar de ocasional a preferencial, tornando difícil a classificação das espécies quanto ao grau de frugivoria. Por este motivo, no presente estudo,

optou-se por adotar uma abordagem taxonômica para selecionar as aves. Foram consideradas as espécies de aves pertencentes às seguintes famílias: Tinamidae, Cracidae, Odontophoridae, Columbidae, Psittacidae, Trogonidae, Ramphastidae, Cotingidae, Pipridae, Tityridae, Turdidae, Thraupidae e Fringillidae. Estas famílias são predominantemente frugívoras ou frugívoras-insetívoras e contemplam espécies com diferentes características ecológicas e de vida. Este critério certamente abrangeu a maioria das espécies de aves consumidoras de frutos e/ou sementes no ARP.

REREFÊNCIAS

- Ab'Sáber, A. N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo, Brasil.
- Agostinho, A. A. 1997. Qualidade dos habitats e perspectivas para a conservação. Pp. 455–459. *in* Vazzoler, A. E. A. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn. A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, & L. E. Miranda (orgs). 2004. Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Almeida-Neto, M., F. Campassi, M. Galetti, P. Jordano, & A. Oliveira-Filho. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 503–513.
- Anjos, L. 2002. Forest bird communities in the Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. *Ecotropica* 8: 67–79.
- Chaves-Campos, J. 2004. Elevation movements of large frugivorous birds and temporal variation in abundance of fruits along an elevational gradient. *Ornitol. Neotrop.* 15: 433–446.
- Christiansen, M. B., & E. Pitter. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80: 23–32.
- Donatelli, R. J., T. V. V. Costa, & C. D. Ferreira. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21: 97–114.
- Galetti, M., P. Martuscelli, F. Olmos, & A. Aleixo. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. *Biol. Conserv.* 82: 31–39.
- Gimenes, M. R., & L. Anjos. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Sci.* 25: 391–402.
- Gimenes, M. R., E. V. Lopes, A. L. Ribeiro, L. B. Mendonça, & L. Anjos. 2007. Aves da Planície Alagável do Alto Rio Paraná. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Giraud, A. R., S. D. Matteucci, J. Alonso, J. Herrera, & R. R. Abramson. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodivers. Conserv.* 17: 1251–1265.
- Görk, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11: 112–118.

- Hasui, E., V. S. D. Gomes, & W. R. Silva, 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. *Biotropica* 39: 502–509.
- Kissling, W. D., C. Rahbek, & K. Böhning–Gaese. 2007. Food plant diversity as broad–scale determinant of avian frugivore richness. *Proc. R. Soc. B* 274: 799–808.
- Kissling, W. D., R. Field, & K. Böhning–Gaese. 2008. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 327–339.
- Loiselle, B. A. 1988. Bird abundance and seasonality in a Costa Rican lowland forest canopy. *Condor* 90: 761–772.
- Loiselle, B. A., & J. G. Blake. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72: 180–193.
- Loiselle, B. A. & J. G. Blake. 1993. Spatial distribution of understory fruit–eating birds and fruiting plants in a neotropical lowland wet forest. *Vegetatio* 107/108: 177–189.
- Malizia, L. R. 2001. Seasonal fluctuations of birds, fruits, and flowers in a subtropical forest of Argentina. *Condor* 103: 45–61.
- Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF). 2003. Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília, Brasil.
- Morellato, L. P. C., & 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. Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Naka, L. N. 2004. Structure and organization of canopy bird assemblages in Central Amazonia. *Auk* 121: 88–102.
- Pizo, M. A. 2001. A conservação das aves frugívoras. Pp. 49–59 *in* Albuquerque, J. L., J. F. Cândido–Junior, F. C. Straube, & A. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.
- Price, O. F., J. C. Z. Woinarski, & D. Robinson. 1999. Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. *Biol. Conserv.* 91: 169–180.
- Ribeiro, M. C. , J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, & 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.

- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *TREE* 21: 464–471.
- Silva, J. M. C., & M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72–74.
- Souza, M. C., M. B. Romagnolo, & K. K. Kita. 2004. Riparian Vegetation: Ecotones And Plant Communities. Pp. 353–367 *in* Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (eds.). *The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, & D. K. Moskovits. 1996. *Neotropical Birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Straube, F. C., A. Urben-Filho, & D. Kajiwara. 2004. Aves. Pp. 143–496 *in* Mikich, S. B. & R. S. Bérnils (eds.). *Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná*. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Tabarelli, M., & C. A. Peres. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106: 165–176.
- Whittaker, R. J., & S. H. Jones. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *J. Biogeogr.* 21: 245–258.
- Willis, E. O. 1979. The composition on avian communities in remanescents woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* 33: 1–25.

AVES FRUGÍVORAS EM UMA ZONA DE CONTATO ENTRE A FLORESTA ATLÂNTICA E O CERRADO: UM ESTUDO DE CASO NA PLANÍCIE ALAGÁVEL DO ALTO RIO PARANÁ.

Abstract. – **Frugivorous birds at a transitional zone between Atlantic Forest and Cerrado (Brazilian savanna): a study case in the Upper Paraná River Floodplain.** – We addressed species composition and ecological traits of the frugivorous bird assemblage at the Upper Paraná River (UPR). The region lies between the states of Paraná and Mato Grosso do Sul (Brasil), at a transition zone between two world's biodiversity hotspots: the Brazilian Atlantic Forest, and the Cerrado (Brazilian savanna). Thus, it is located along the climatic-vegetational gradient between the coastal Atlantic rainforest and dry formations of the Center South America zoogeographic zone (Cerrado, Pantanal e Chaco). We observed that the frugivorous avifauna of UPR is more closely related to seasonal semideciduous forest, in transition to Cerrado, corroborating its econtonal character. Some species typical from the Central Brazil were observed, including *Orthopsittaca manilata*, associated to the buriti palm groves. For some species, especially those with broad habitat requirements and good dispersal abilities, the Paraná River and its gallery forests may have played an important role as an ecological connection for the exchange of biodiversity between biomes. For others, it is likely to represent a dispersal barrier though; more than one third of the local species, especially Atlantic Forest endemics, have their edge of geographical range close to the UPR. Little effort has been directed to the creation of protected areas in transition zones. However, preserving areas where major zoogeographic zones come into contact, as occurs in the UPR should be regarded as a priority.

Resumo – O presente estudo investigou a composição de espécies e as características da assembléia de aves frugívoras do alto rio Paraná (ARP). A região abrange áreas nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul e localiza-se numa zona de transição entre dois *hotspots* de biodiversidade e áreas de conservação prioritária: a Floresta Atlântica e o Cerrado. Verificou-se que a avifauna frugívora do ARP é mais similar àquela das florestas estacionais semidecíduais, em transição para o Cerrado, suportando a idéia de que a região apresenta características ecotonais entre estas duas formações vegetais. Algumas espécies típicas do Brasil Central foram observadas na região, incluindo *Orthopsittaca manilata*, considerada associada às florestas de buritis. Para parte das espécies, em especial aquelas com requerimentos de habitat mais amplos e maiores capacidades de dispersão, o ARP, em especial sua ampla rede de florestas ripárias, pode ter atuado e atuar como corredor de dispersão entre biomas; para outras, entretanto, pode representar um limite à dispersão. Mais de um terço das espécies citadas para a região se encontram ali na periferia de suas distribuições geográficas, sobretudo as endêmicas da Floresta Atlântica. Embora pouca atenção esteja sendo direcionada para a criação de áreas protegidas em zonas de contato, a preservação de áreas onde duas ou mais regiões biogeográficas se encontram, como ocorre no ARP, deve ser considerada uma prioridade.

Key words: spatial distribution, biogeographical affinity, ecotone, Atlantic Forest.

INTRODUÇÃO

Padrões geográficos de distribuição de espécies se constituem num assunto central dentro da Ecologia e têm recebido bastante atenção em anos recentes (e.g. Jetz & Rahbeck 2002, Hawkins *et al.* 2003, Currie *et al.* 2004, Kissling *et al.* 2007, 2008, 2009, Almeida-Neto *et al.* 2008). Para a avifauna, estudos desenvolvidos em diferentes escalas e regiões geográficas têm demonstrado que a composição específica e a riqueza das comunidades estão em grande medida associadas a variáveis climáticas (e.g. temperatura, precipitação, sazonalidade), energéticas (e.g. evapotranspiração) e da vegetação (e.g. estrutura, composição e diversidade florística) (Hawkins *et al.* 2003, Currie *et al.* 2004, Hasui *et al.* 2007, Kissling *et al.* 2007, 2008). Outros fatores incluem ainda a diversidade de habitats, a topografia e a história evolutiva da região (Ricklefs 1987, Rahbek & Graves 2001, Jetz & Rahbek 2002, Mittelbach *et al.* 2007, Kissling *et al.* 2009).

Para aves frugívoras, a composição florística e a precipitação têm se mostrado especialmente importantes, tanto na escala local (e.g. Hasui *et al.* 2007, Lee & Marsden 2008), quanto nas escalas regional e continental (e.g. Fleming 2005, Kissling *et al.* 2007, Pavey & Nano 2009). Alguns estudos apontaram ainda a importância da abundância, distribuição e diversidade de frutos zoocóricos (Loiselle & Blake 1991, Anggraini *et al.* 2000, Fleming 2005, Hasui *et al.* 2007, Kissling *et al.* 2007), especialmente para os subgrupos de espécies com maior dependência de uma dieta frugívora (Kissling *et al.* 2007), embora outros estudos não tenham detectado esta relação (e.g. Márquez *et al.* 2004, Kissling *et al.* 2008; veja também Levey & Benkman 1999).

A Floresta Atlântica – segunda maior floresta tropical do continente Americano, superada em área apenas pela Floresta Amazônica (Tabarelli *et al.* 2005) – é uma das áreas mais biodiversas e ameaçadas no mundo (Myers *et al.* 2000). Constitui-se também na zona zoogeográfica Floresta Atlântica (ATL; Stotz *et al.* 1996) com uma das maiores proporções de espécies de aves endêmicas na região Neotropical (29%; Stotz *et al.* 1996). Cobrindo diferentes altitudes e zonas climáticas ao longo de sua amplitude de distribuição, apresenta diferentes formações florestais, em grande medida associadas aos padrões geo-climáticos operantes, com destaque para dois tipos principais, em termos de extensão: floresta ombrófila densa, encontrada na faixa de clima quente e úmido da costa e floresta estacional semidecidual, nas porções mais sazonais da Floresta Atlântica, geralmente marcando o limite oeste do bioma (Maack 1981, Leitão-Filho 1987, Oliveira-Filho & Fontes 2000) e formando zonas complexas de transição com o Cerrado (Ab'Sáber 2003).

Considerado *hotspot* global de biodiversidade e área de conservação prioritária (Myers *et al.* 2000), o Cerrado pertence à zona zoogeográfica Centro Sul Americana (CSA), da qual também fazem parte o Pantanal, o Chaco e a Caatinga nordestina (Stotz *et al.* 1996). Estes biomas, caracterizados principalmente por formações sazonais e semi-abertas a abertas, formam um corredor que separa a Floresta Atlântica de outros blocos grandes de floresta (Amazônica e Andina) no continente Americano (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Ab'Sáber 2003). O comprimento da borda da Floresta Atlântica com o Cerrado foi estimado em 2.630 km e a largura da faixa de transição varia entre 38 e 269 km (Silva 1996); o Cerrado compartilha mais da metade de sua flora arbórea com a Floresta Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000).

O alto rio Paraná (ARP), divisa entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul, está inserido na porção que constitui o limite oeste da distribuição da Floresta Atlântica no Brasil, em uma zona de contato (ou ecótono: Veloso *et al.* 1991, ACIESP 1997) com o Cerrado (Souza *et al.* 2004, Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008). Nesta região, a floresta estacional semidecidual é gradualmente substituída pelo Cerrado à medida que se adentra o Mato Grosso do Sul. Uma longa história evolutiva, com expansões e retrações de um ou do outro bioma tornaram esta zona de transição bastante complexa (Ab'Sáber 2003).

A região está inserida ao longo de um gradiente em que existem diferenças significativas quanto a aspectos climáticos-vegetacionais. Como um padrão geral, a mudança na composição de espécies vegetais (e.g. Oliveira-Filho & Fontes 2000, Morelatto & Haddad 2000) que ocorre entre a Floresta Atlântica e o Cerrado é acompanhada por uma redução gradual na riqueza de espécies de plantas e na proporção de espécies com frutos dispersos por vertebrados com a redução na pluviosidade e aumento da sazonalidade climática em direção ao Cerrado (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Ribeiro & Tabarelli 2002, Scariot *et al.* 2005, Almeida-Neto *et al.* 2008; veja também Tabarelli *et al.* 2003, Kissling *et al.* 2007, 2008). Por exemplo, segundo os dados apresentados por Almeida-Neto *et al.* (2008) é possível observar que a proporção de espécies com endozoocoria na floresta ombrófila densa pode chegar a mais de 90% (55 a 90,7%). Em áreas de Cerrado, por outro lado, uma proporção menor de espécies parece ter este tipo de dispersão (e.g. 43 e 58%; Ribeiro & Tabarelli 2002, mas veja Motta-Júnior & Lombardi 2002 para florestas de galeria). Na região do ARP, foram observadas proporções de espécies dispersas por vertebrados variando entre 59 e 73% (Almeida-Neto *et al.* 2008; municípios de Teodoro Sampaio, Porto Rico, Porto São José e Ivinhema).

A diversidade de habitats no ARP é bastante alta, com fisionomias florestais e semi-abertas formando mosaicos complexos, que incluem na margem direita do rio Paraná uma extensa planície de inundação – 230 km de extensão e até 20 km de largura – e elementos típicos do Brasil Central, como as florestas de buritis (Souza *et al.* 2004). Levantamentos de espécies disponíveis para a região resultaram na identificação de 372 espécies de aves e indicam que sua avifauna apresenta componentes tanto da Floresta Atlântica quanto do Cerrado (Gimenes *et al.* 2007); ao menos uma espécie endêmica do segundo bioma ocorre no ARP (*Hylocryptus rectirostris*; Silva 1997, Silva & Bates 2002, Gimenes *et al.* 2007).

Ao estar inserido em uma zona de contato entre biomas e regiões zoogeográficas, o ARP fornece excelente oportunidade para a investigação de aspectos biogeográficos e ecológicos das assembléias animais; a ampla rede de florestas ripárias da região pode ter atuado como corredor de dispersão para espécies da fauna e da flora entre os sistemas adjacentes (Nores 1992, Silva 1996, Aguiar 2007, ver também Spichiger *et al.* 2004). O ARP, portanto, pode desempenhar um papel importante na constituição da riqueza de espécies na escala regional, bem como na evolução das comunidades biológicas (Silva 1996, Silva & Santos 2005, Kark *et al.* 2007). Sob a ótica da conservação, com base em critérios como riqueza de espécies, endemismo e graus de conservação e ameaça, esta região foi considerada uma das 187 áreas de conservação prioritária para a avifauna na Floresta Atlântica, tendo alta importância biológica para este grupo (MMA/SBF 2002). Desde 2001 integra a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA/UNESCO; <http://www.rbma.org.br>).

O presente capítulo tem como objetivo investigar a assembléia de aves frugívoras do ARP. Em virtude de sua relação estreita com a vegetação e sua alimentação, estas aves são sensíveis às variações na pluviosidade, bem como estrutura e composição florística da cobertura vegetal (e.g. Hasui *et al.* 2007); sua distribuição pode ainda ser influenciada pela disponibilidade de alimento (Fleming 2005, Hasui *et al.* 2007, Kissling *et al.* 2007). Portanto, podem ter sua distribuição influenciada pelo gradiente que existe da Floresta Atlântica da costa em direção às formações sazonais da zona CSA, tornando-as apropriadas para esta investigação. Além disso, estas aves se constituem em um dos grupos mais representativos em termos de número de espécies e biomassa nas comunidades de aves tropicais (Loiselle 1988, Anjos 2002, Donatelli *et al.* 2004, Naka 2004) e mais ameaçados da Floresta Atlântica (Görk 1997, Pizo 2001, Ribon *et al.* 2003); desempenham ainda importantes funções ecológicas, como a dispersão de sementes (Loiselle & Blake 1991, Whittaker & Jones 1994, Pizo 2001, Silva & Tabarelli 2000, Tabarelli & Peres 2002).

Especificamente, pretende-se comparar (1) a riqueza de espécies frugívoras entre biomas que compõem o gradiente ao longo do qual o ARP está inserido; (2) a composição de espécies e as características da avifauna frugívora do ARP com a de formações da Floresta Atlântica (floresta ombrófila densa e floresta estacional semidecidual) e outros biomas com os quais o ARP faz contato, em especial o Cerrado. Quanto ao segundo objetivo, as seguintes questões foram abordadas: (a) tendo como base as espécies de aves frugívoras, o tratamento tradicionalmente dado ao ARP como integrante da Floresta Atlântica é consistente em termos da avifauna? (b) Considerando que o ARP é uma área de encontro de duas zonas biogeográficas, que proporção da avifauna local que se encontra próxima de seu limite de distribuição geográfica?

MÉTODOS

Área de Estudo. O estudo foi desenvolvido na região do ARP, no trecho que corresponde ao segmento entre o lago da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera e a foz superior do rio Ivinhema (22°32' S a 22°59'S e 53°08' W a 53°4' W; Figura 1), em altitudes variando entre 230 e 335 m (Maack 1981). Este segmento compreende o último trecho livre de barragens que o rio Paraná apresenta em território brasileiro e no qual ainda existe um extenso ecossistema do tipo rio-planície alagável. A área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, do Governo Federal, e no Parque Estadual das Várzeas do rio Ivinhema, uma unidade de conservação do Estado do Mato Grosso do Sul. Desde 1999, integra o Programa de Estudos Ecológicos de Longa Duração (PELD-site 6) com o projeto “A Planície Alagável do Alto rio Paraná: Estruturas e Processos Ambientais”, que envolve mais de 40 pesquisadores e investiga aspectos físicos, bióticos e sociais na região. A avifauna é um dos grupos de organismos estudados.

O clima da região é subtropical úmido (Cfa), com possível influência do clima tropical com estação seca de inverno (Aw), uma vez que a região se encontra em uma zona de transição entre estes dois tipos climáticos (Kottek 2006). A temperatura média anual é de 22°C (média no verão de 26°C e no inverno de 19°C) e a pluviosidade média anual é de 1500 mm (Centrais Elétricas do Sul do Brasil 1986). A análise das cartas climáticas do Paraná (Caviglione *et al.* 2000) indica que o ARP situa-se na região mais sazonal do estado. No trimestre mais quente e chuvoso (dezembro, janeiro e fevereiro), a temperatura varia entre 29° e 30°C e a precipitação média entre 400 a 500 mm. No trimestre mais seco (junho, julho e agosto), a temperatura varia entre 18° e 19°C e a pluviosidade entre 175 e 200 mm

(Caviglione *et al.* 2000). A vegetação é classificada como floresta estacional semidecidual, com elementos do Cerrado e Pantanal (Campos & Souza 1997, Souza *et al.* 2004, Souza & Monteiro 2005). Este tipo de floresta apresenta uma estação seca definida e relativamente severa (40-160 dias; Morellato & Haddad 2000, Oliveira-Filho & Fontes 2000), bem como padrões fenológicos sazonais (e.g. Mikich & Silva 2001).

As margens do ARP diferem com relação à topografia e à cobertura vegetal. Na margem paranaense, o terreno é, de modo geral, elevado, formando um barranco; a floresta estacional semidecidual que cobria o oeste, o noroeste e o norte do Estado do Paraná era contínua com a floresta da costa (Souza-Filho & Stevaux 1997, Ab Sáber 2003). Na margem sul-mato-grossense, o terreno é, de forma geral, mais baixo, de modo que existe uma extensa planície alagável e a vegetação está sob maior influência do regime de alagamento (Souza-Filho & Stevaux 1997, Campos & Souza 1997). Nesta margem se dá também uma maior influência da vegetação de Cerrado, com a presença de algumas espécies típicas deste bioma, como a copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.), o angico-cascudo (*Anadenanthera peregrina* (L.) Speg.) e o chá-de-bugre (*Cordia sellowiana* Cham.) (Campos & Souza 1997). No ARP, a região de contato entre a Floresta Atlântica e o Cerrado se dá através de uma área de relevo plano, com vegetação formando um mosaico de florestas e capoeiras densas e savanas (Silva *et al.* 2006).

Em termos florísticos, as florestas encontradas na bacia do rio Paraná são menos diversas do que as florestas da costa brasileira (Stotz *et al.* 1996; veja também Souza *et al.* 1997, 2004, Romagnolo & Souza 2000, Souza & Monteiro 2005); 707 espécies de angiospermas foram identificadas até o momento para o ARP (Souza *et al.* 2004) e a composição florística é bastante variável entre as manchas de floresta, como demonstrado pela baixa similaridade entre elas (13-54%; Souza *et al.* 1997, Romagnolo & Souza 2000, Souza *et al.* 2004).

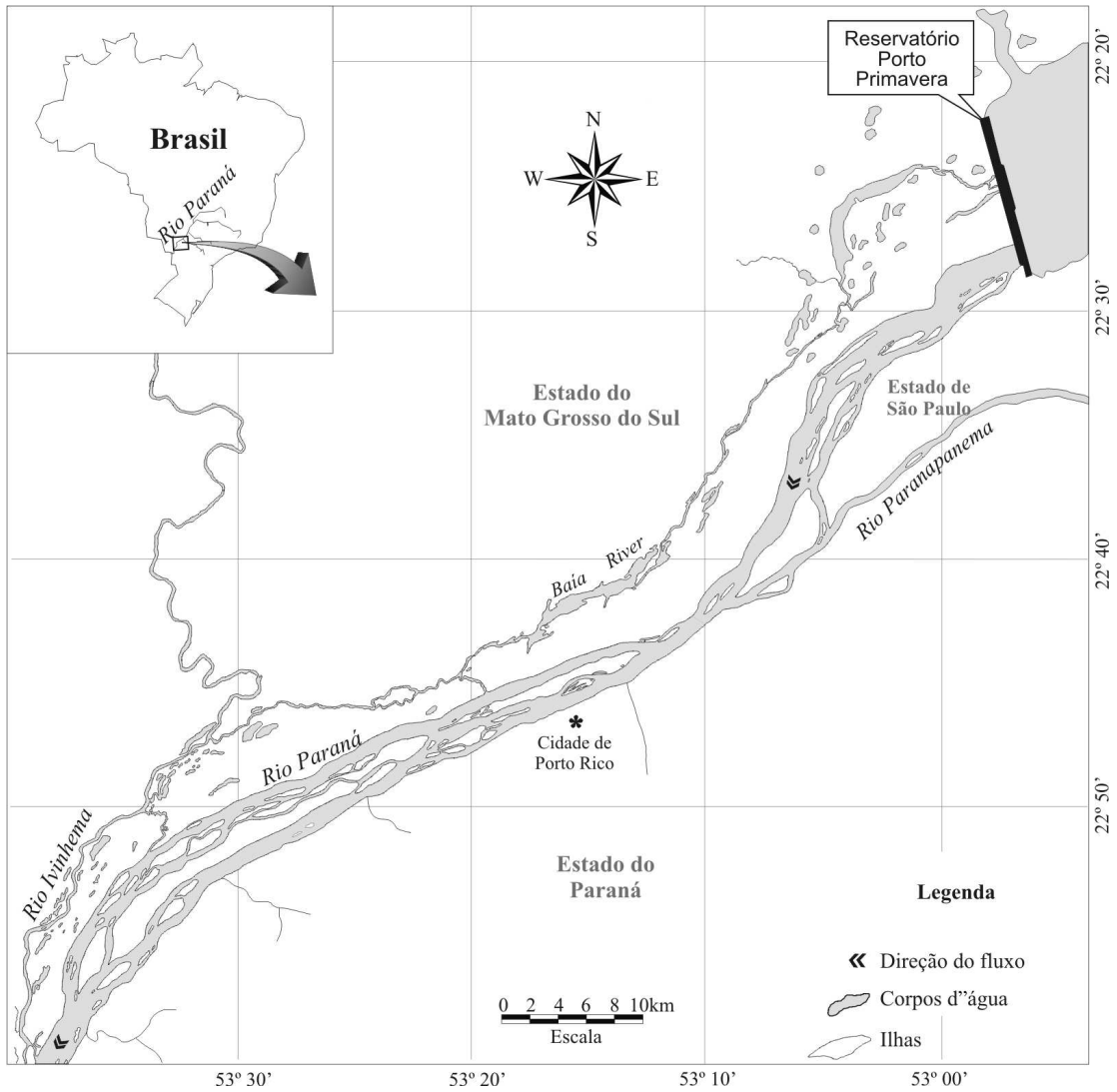


Figura 1. Localização da Área de Estudo, Alto rio Paraná, divisa entre os Estados do Mato Grosso do Sul e Paraná, Brasil.

Formações vegetais contempladas no estudo. A floresta ombrófila densa é encontrada ao longo da face leste da Serra do Mar, na região costeira que se estende do nordeste ao sudeste do Brasil (Morellato & Haddad 2000), cobrindo áreas desde o nível do mar até cerca de 2000 m de altitude. O clima é tropical chuvoso (temperatura média anual: 17°-25°; pluviosidade média anual geralmente superior a 2.000 mm), sem estação seca definida ou que dura curtos períodos (0 a menos de 60 dias) (Veloso 1991; Morellato & Haddad 2000, Oliveira-Filho & Fontes 2000). Este tipo de floresta é o mais rico em espécies arbóreas dentre as formações florestais da Floresta Atlântica, com mais de 900 espécies; apresenta uma copa complexa, onde, em geral, não existe clara dominância arbórea específica. (Leitão-Filho 1987, Oliveira-Filho & Fontes 2000). É também o que exhibe maior proporção de espécies com endozoocoria (55,1 a 90,7%; Almeida-Neto *et al.* 2008) e a produção de frutos é bem distribuída ao longo do ano (e.g. Morellato *et al.* 2000, Talora & Morellato 2000).

A floresta estacional semidecidual, separada da floresta ombrófila densa pela cadeia de montanhas da costa, é encontrada nas porções mais a oeste da Floresta Atlântica, especialmente no sudeste e sul do Brasil. Esta formação florestal forma complexas zonas de transição com o Cerrado em direção ao interior do Brasil (Ab' Saber 2003). O clima predominante é o tropical-subtropical (temperatura: 16°C-24°C; pluviosidade: 1500 a 2000 mm). Em contraste com a ombrófila densa, apresenta estação seca definida e relativamente severa (40-160 dias; Morellato & Haddad 2000, Oliveira-Filho & Fontes 2000). A riqueza de espécies arbóreas é cerca de um terço inferior àquela encontrada na floresta ombrófila densa e superior à do Cerrado (Oliveira-Fontes & Filho 2000); os padrões fenológicos de frutificação são sazonais (e.g. Mikich & Silva 2001). Foram relatadas porcentagens de espécies dispersas por vertebrados variando entre 45,5 e 87,2% (Mikich & Silva 2001, Almeida-Neto *et al.* 2008).

O Cerrado é uma savana tropical que inclui vários tipos de fisionomias vegetais ocorrendo em mosaico: florestas de galeria, florestas decíduais e semidecíduais, veredas (buritizais), savanas e campos (Salgado-Laboriau 2005, Silva *et al.* 2006). Cobre principalmente o Brasil Central, mas distribui-se também pela porção norte da região sudeste e apresenta alguns enclaves no sudeste e sul do Brasil (Bridgewater *et al.* 2004, IBGE 2004). Apresenta clima com duas estações bem definidas: uma seca, que dura em torno de cinco a seis meses (maio a setembro) e uma chuvosa (outubro a abril); a pluviosidade média anual varia entre 1200 e 1800 mm e a temperatura entre 20 e 26° C (IBGE 1992, Behling 1998, Scariot *et al.* 2005, Reatto & Martins 2005). A sazonalidade climática está entre os principais fatores responsáveis pelos padrões e processos das comunidades do Cerrado (Scariot *et al.*

2005). A porcentagem de espécies com dispersão endozoocórica parece ser menor que a da ES (e.g. 43 a 58%; Ribeiro & Tabarelli 2002), mas para algumas florestas de galeria, Motta-Júnior & Lombardi (2002) relataram porcentagens de espécies dispersas por vertebrados entre 63 e 89%.

O Pantanal Mato-grossense é uma das maiores áreas alagáveis contínuas da América do Sul. Pertence a bacia hidrográfica do Alto rio Paraguai que nasce na Serra dos Parecis (região norte de Mato Grosso) e segue em direção sul com certa sinuosidade até Porto Murtinho (Mato Grosso do Sul) (Mateus & Penha 2007). É caracterizado pela baixa altitude, alternância de períodos secos e de alagamento, um padrão de precipitação altamente sazonal e uma vegetação que ocorre como um mosaico de habitats florestais, aquáticos e abertos, altamente influenciados pelo regime de cheias e por fatores topográficos e edáficos da região (Tubélis & Tomas 2003). O Chaco, mais seco, por sua vez, pode ser descrito como uma área de relevo plano, em que a altitude varia entre 100 e 450 m (Short 1975). O clima é altamente sazonal; a pluviosidade anual varia entre menos de 500 mm até 1200 mm e; cerca de 80% da precipitação ocorre durante o verão, entre novembro e abril (Short 1975). As temperaturas podem variar -5°C, no inverno, até mais de 40°C no verão (Hayes 1995). O bioma apresenta uma variedade de habitats, como florestas de galeria, florestas secas, capoeiras, campos e habitats aquáticos (Short 1975).

Registros ornitológicos. Straube *et al.* (1996) fizeram uma revisão dos estudos ornitológicos desenvolvidos no noroeste paranaense e adjacências a partir do estudo pioneiro de Sztolcman (1926). Esta compilação de Straube e colaboradores incluiu a região do ARP e reuniu conhecimentos sobre o registro de espécies da região com base em dados publicados na literatura, espécimes depositadas em museus e suas próprias observações de campo. Adicionalmente, levantamentos de campo de curta duração foram realizados como parte do diagnóstico ambiental para a construção da usina hidrelétrica de Porto Primavera e se encontram publicados na forma de um relatório (Themag & Engea 1994). A partir de 1999, depois da construção e enchimento do reservatório da referida usina (1998-2001), estudos sobre a avifauna do ARP têm sido desenvolvidos sob o escopo do PELD-sítio 6 (Gimenes & Anjos 2004, 2006, 2007, Loures-Ribeiro & Anjos 2004, 2006, Mendonça *et al.* 2004, Mendonça & Anjos 2006; presente trabalho e estudos em desenvolvimento). A lista de aves registradas em tais estudos é apresentada em Gimenes *et al.* (2007), juntamente com registros adicionais feitos pelos autores; esta lista contempla todos os registros de espécies de aves

obtidos durante a realização do PELD-sítio 6. Considerando todos os inventários reunidos, 372 espécies de aves foram contabilizadas para o ARP.

O presente estudo foi desenvolvido tendo como foco aves frugívoras. Uma grande variedade de aves consome frutos. Contudo, a participação deste item na dieta destas pode variar de preferencial a ocasional, tornando difícil a classificação de algumas aves quanto a esta característica. Por este motivo, optou-se por adotar uma abordagem taxonômica para selecionar as aves para o estudo. Foram consideradas as espécies de aves pertencentes às seguintes famílias: Tinamidae, Cracidae, Odontophoridae, Columbidae, Psittacidae, Trogonidae, Ramphastidae, Cotingidae, Pipridae, Tityridae, Turdidae, Thraupidae e Fringillidae. Estas famílias são predominantemente frugívoras ou frugívoras-insetívoras (Del Hoyo *et al.* 1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2004, 2005, Isler & Isler 1999) e contemplam a maioria das espécies consumidoras de frutos/sementes no ARP. A classificação taxonômica das aves segue o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2008). As aves foram denominadas ao longo do trabalho apenas como frugívoras, a título de simplificação.

A lista de espécies para o ARP foi obtida em Gimenes *et al.* (2007), considerando todas as espécies já citadas para a região; esta lista inclui os registros de espécies obtidos em campo pela autora do presente estudo durante a vigência do Curso de Doutorado. Listas de espécies para localidades de floresta ombrófila densa e floresta estacional semidecidual (Floresta Atlântica), Cerrado, Pantanal e Chaco foram obtidas a partir de estudos publicados na literatura (Apêndice). Para a Floresta Atlântica, foram considerados também registros obtidos em campo durante o projeto “Monitoramento da Biodiversidade em Bacias Hidrográficas de Mata Atlântica” (MBBHMA), nas seguintes localidades: Mananciais da Serra, Piraquara (PR); Reserva Natural do Cachoeira, Antonina (PR); Reserva Biológica de Santa Lúcia e Parque Municipal São Lourenço, Santa Tereza (ES); Parque Estadual Mata dos Godoy e Fazenda Colorado, Londrina (PR); Fazenda Solana, Arapongas, (PR); Parque Nacional do Iguaçu, Foz do Iguaçu e Céu Azul (PR); Estação Ecológica do Caiuá, Diamante do Norte (PR).

Os dados de ocorrência de cada espécie em cada localidade foram inseridos em uma matriz cartográfica, considerando células de 1 grau de latitude por 1 grau de longitude, exceto para o Chaco, cujos estudos utilizados se constituíram em compilações para a região como um todo e, portanto, não apresentavam coordenadas geográficas. Este procedimento resultou em 35 células + Chaco (Figura 2). Cada célula foi classificada em relação à formação vegetal onde foram realizados os inventários da avifauna, considerando as informações apresentadas pelos autores dos estudos e a distribuição dos biomas brasileiros segundo o

IBGE (2004) (Figura 2). Células localizadas em zonas de contato entre a floresta estacional e o Cerrado foram diferenciadas das demais células de floresta estacional semidecidual. O número de inventários em cada célula foi variável; assume-se que ele representa uma aproximação do conhecimento sobre a avifauna local. A partir destes dados, se construiu uma matriz de presença-ausência, considerando as células e as espécies de aves.

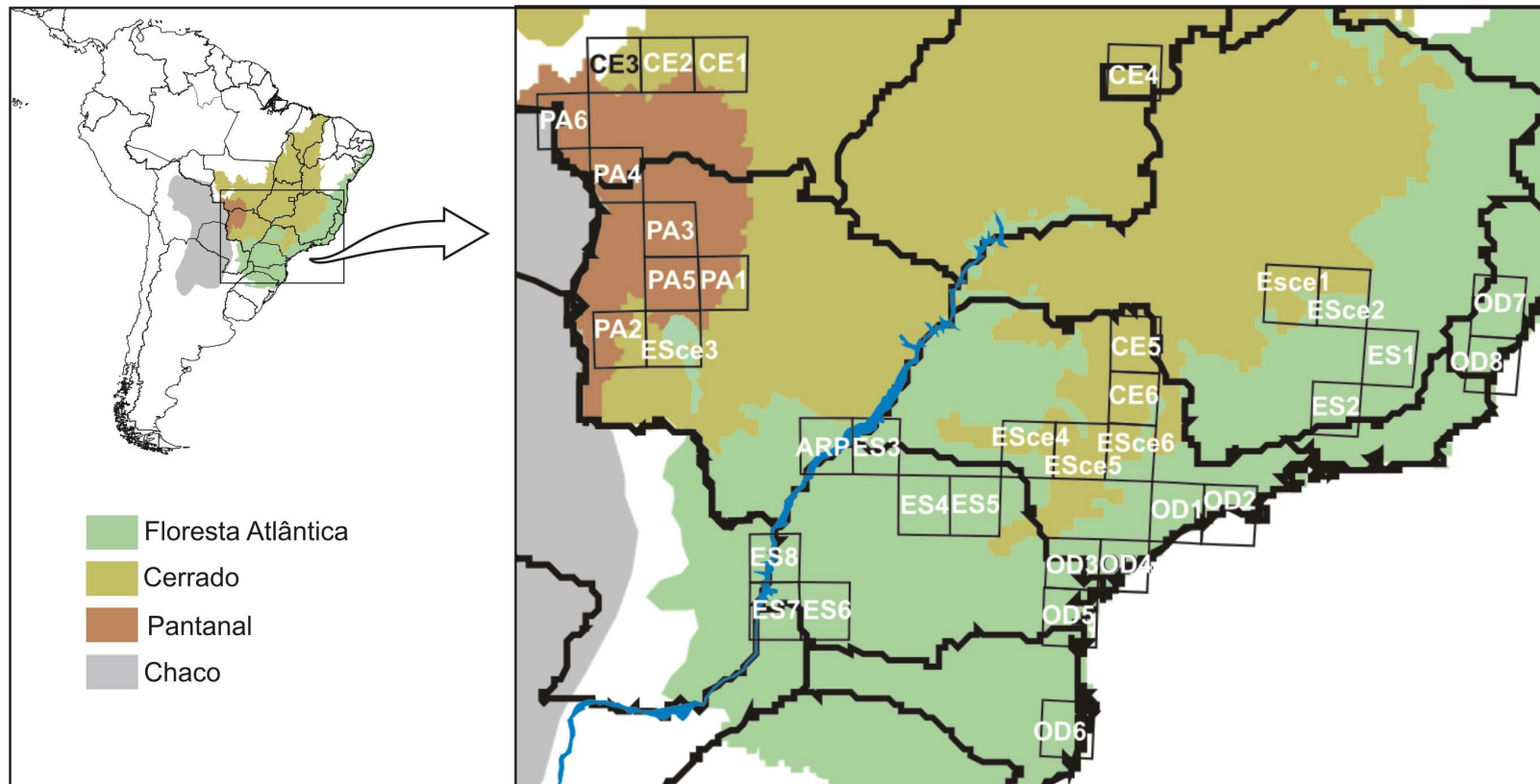


Figura 2. Distribuição dos biomas Floresta Atlântica, Cerrado, Pantanal e Chaco na America do Sul e localização das 34 células (1° latitude por 1° longitude) contempladas na análise da composição e distribuição de aves frugívoras do Alto Rio Paraná¹.

¹ Fontes dos registros ornitológicos: alto rio Paraná: Gimenes et al. (2007); floresta ombrófila densa (OD1-OD8): MBBHMA, Willis & Oniki (1981, 2002a), Albuquerque & Bruggemann (1996), Göerk (1999), Naka & Rodrigues (2000), Simon (2000), Dario et al. (2002), Straube (2003), Straube & Urben-Filho (2005), Develey & Martensen (2006), Simon et al. (2007); floresta estacional semidecidual (ES1-ES8): MBBHMA, Willis & Oniki (1981, 2002b), Straube et al. (1996, 2004), Anjos & Schuchmann (1997), Gimenes & Anjos (2000), Krugel & Anjos (2000), Anjos (2001), Ribon et al. (2003, 2004), Straube & Urben-Filho (2004), Cockle et al. (2005), Lopes & Anjos (2006), Uezu (2006), Zurita et al (2006); floresta estacional semidecidual em transição para o Cerrado (ESce1-ESce6): Willis & Oniki (1981, 2002b), Christiansen & Pitter (1997), Pozza & Pires (2003), Donatelli et al. (2004), Santos (2004), Faria et al. (2006), Pivatto et al. (2006), Rodrigues (2008), Antunes (2008); Cerrado (CE1-CE6): Motta-Júnior (1990), Willis & Oniki (1990), Braz & Cavalcanti (2001). Pantanal (PA1-PA6): Willis & Oniki (1990), Tubélis & Tomas (1999), Yabe & Marques (2001), Straube et al. (2006), Pivatto et al (2008); Chaco: Short (1975), Hayes (1995).

Categorização das espécies de aves. As espécies compreendidas na matriz de presença-ausência construída com base nas células de latitude-longitude foram classificadas quanto à (1) sua ocorrência nas zonas biogeográficas Floresta Atlântica (ATL) e/ou Centro Sul Americana (CSA); (2) endemismo a uma destas duas zonas; (3) dependência do ambiente florestal e (4) especificidade de hábitat.

Considerando a ocorrência das espécies nas diferentes zonas zoogeográficas (Parker III *et al.* 1996), as espécies foram classificadas como ocorrentes na zona ATL, CSA ou ambas quando sua distribuição geográfica inclui uma ou ambas, independentemente de a espécie ocorrer também em outras zonas. Espécies cuja distribuição se restringe à zona ATL ou à CSA foram consideradas como endêmicas.

Espécies que ocorrem apenas em habitats florestais (interior e borda de florestas; habitats F1-F15 sensu Parker III *et al.* 1996) foram consideradas dependentes de florestas; espécies que ocorrem tanto em habitats florestais como não-florestais (capoeiras, zonas arbustivas e campos; habitats N1-N14 sensu Parker III *et al.* 1996) foram consideradas semi-dependentes e espécies observadas apenas em habitats não florestais foram consideradas independentes. A especificidade de habitat foi determinada com base no número de tipos de habitat citados para cada espécie em Parker III *et al.* (1996); espécies que ocorrem em apenas um tipo de habitat foram consideradas de habitat restrito.

Posição do ARP em relação à borda de distribuição geográfica das espécies. Para classificar as espécies de quanto à posição do ARP em relação à borda de suas distribuições geográficas, consideraram-se as espécies citadas por Gimenes *et al.* (2007) para a região. Esta classificação foi feita a partir de mapas de distribuição das espécies (Ridgely *et al.*, 2007), medindo-se a distância entre o ponto aproximadamente central da área de estudo e a borda mais próxima da distribuição da espécie. A estimativa foi feita com auxílio do programa ArcExplorer 9.2. Para espécies cuja distribuição apresentada em Ridgely *et al.* (2007) não inclui a área de estudo, foi adotado valor zero para a distância da borda, assumindo que o registro da espécie neste local determina um novo limite de sua distribuição. As espécies foram classificadas em três grupos de distância conforme a posição do ARP em relação à sua borda de distribuição: (1) até 250 km; (2) 250-500 km e (3) acima de 500 km.

Análises estatísticas. Comparações entre o número de espécies em cada formação vegetal foram feitas com teste de Mann-Whitney entre pares de amostra a partir dos dados para da matriz de presença/ausência das espécies nas células de latitude-longitude. A similaridade da

composição de espécies de aves entre o ARP e os biomas considerados (Floresta Atlântica, Cerrado, Pantanal e Chaco) foi avaliada por ordenação por escalonamento multidimensional não métrico (*nonmetric multidimensional scaling*; NMDS) com a medida de distância de Sorensen. Esta análise foi feita considerando a matriz de presença/ausência de cada espécie em cada célula de latitude-longitude + Chaco. A NMDS é um dos métodos de ordenação mais robustos para dados de comunidades bióticas, já que não tem limitações quanto ao tipo de distribuição destes (Clarke 1993). A distorção da resolução nas dimensões da ordenação é expressa pelo valor S (chamado *stress*). Quanto mais próximo de zero, melhor o ajuste entre a distância original dos objetos e a configuração obtida. A ordenação foi feita empregando-se o número de dimensões suficiente para gerar o menor valor S. Em seguida, os *scores* gerados para cada eixo da ordenação foram submetidos a teste pareado de Mann-Whitney, com intuito de confirmar possíveis diferenças entre as aves que ocorrem nas formações vegetais consideradas.

Com relação às características das espécies de aves (distribuição geográfica e hábitat), comparações entre o ARP e as formações vegetais consideradas (floresta ombrófila densa, floresta estacional semidecidual, Cerrado, Pantanal e Chaco) foram feitas por análise de contingência $R \times C$ (teste de Qui-quadrado). Avaliou-se a significância entre o número de espécies nas diferentes categorias, considerando alfa igual ou inferior a 0,05.

RESULTADOS

Riqueza de espécies. Considerando-se os dados das células nas diferentes formações vegetais das zonas ATL e CSA, observou-se um gradiente de riqueza de aves frugívoras (i.e. número de espécies), diminuindo da Floresta Atlântica em direção ao Brasil Central; o número de espécies de aves frugívoras se mostrou maior na Floresta Atlântica e menor no Pantanal, com valores intermediários no Cerrado (Figura 3). Este padrão foi observado para a maioria das famílias contempladas no estudo (Tabela 1), sugerindo pouca influência do tipo de dieta (frugívora ou frugívora-insetívora) predominante na família. O número máximo de espécies registradas por célula foi de 101 na floresta ombrófila densa, 96 na floresta estacional semidecidual, 77 no Cerrado e 50 no Pantanal. No ARP foram registradas 72 espécies e no Chaco 71. Não foram detectadas diferenças entre as formações com relação à porcentagem de espécies de aves frugívoras na comunidade de aves (Man-Whitney; $p > 0,05$ para todas as comparações; Figura 3). No ARP, 19% das 372 espécies de aves citadas até o momento para a

região são aves pertencentes às famílias enfocadas no presente estudo; excluindo-se as aves aquáticas, a representatividade das aves frugívoras na comunidade foi de 24%.

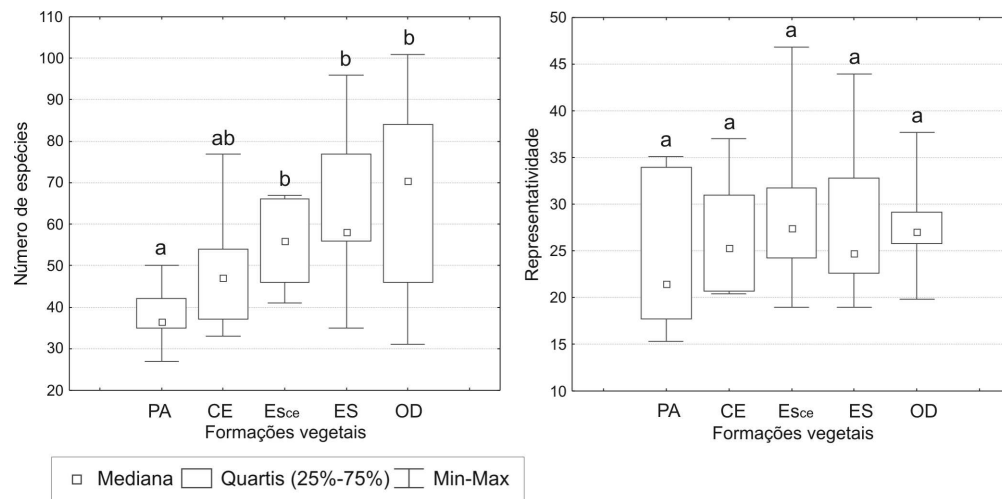


Figura 3. Número de espécies e representatividade (porcentagem da avifauna) de aves frugívoras em localidades nos biomas e formações vegetais consideradas: Pantanal (PA), Cerrado (Cerrado), floresta estacional semidecidual em transição para o Cerrado (ESce), floresta estacional semidecidual (ES) e floresta ombrófila densa (OD). Letras diferentes indicam valores diferentes segundo testes pareados de Mann-Whitney com nível de significância de 0,05.

Tabela 1. Medianas e quartis (25%-75%) do número de espécies de aves frugívoras em localidades nos biomas e formações vegetais consideradas. Códigos seguem a Figura 2. Letras diferentes indicam valores diferentes segundo testes pareados de Mann-Whitey com nível de significância de 0,05. Com base na incidência das espécies nas células latitude-longitude + Chaco.

Famílias	PA	Cerrado	ESce	ES	OD
Tinamidae	2 (1-3) ^a	4 (3-6) ^b	4,5 (4-5) ^b	4 (2,5-6) ^b	3,5 (2-4,5) ^b
Cracidae	3 (2-3) ^a	1 (0-2) ^a	1 (1-3) ^a	1 (1-2,5) ^a	1,5 (1-3) ^a
Odontophoridae	0 (0-0) ^a	0 (0-1) ^{ab}	0,5 (0-1) ^{ab}	1 (0,5-1) ^b	1 (1-1) ^b
Columbidae	8 (6-9) ^a	8 (6-8) ^a	8,5 (8-10) ^a	8 (7-12) ^a	6,5 (5,5-8,5) ^a
Psittacidae	9 (8-11) ^a	8 (6-9) ^{ab}	6,5 (5-8) ^{ab}	6 (4,5-10,5) ^{ab}	6 (5,5-8) ^b
Trogonidae	1 (1-1) ^a	1 (1-1) ^a	1 (1-2) ^{ab}	2 (1-2,5) ^{ab}	2,5 (2-3) ^b
Ramphastidae	2 (2-2) ^a	3 (2-4) ^a	1 (1-2) ^b	4 (2,5-4,5) ^a	3 (1-4) ^a
Cotingidae	0 (0-0) ^a	0 (0-2) ^a	1 (1-2) ^b	1 (0,5-3) ^b	3,5 (1,5-5) ^b
Pipridae	0 (0-1) ^a	2,5 (2-3) ^b	4 (3-5) ^b	4 (3-5) ^b	4,5 (2,5-6) ^b
Tityridae	2 (1-2) ^a	2 (1-4) ^a	4,5 (4-5) ^b	4 (2,5-6) ^b	5,5 (5-6,5) ^b
Turdidae	2,5 (2-3) ^a	3,5 (3-5) ^a	4,5 (4-5) ^b	4,5 (3-5,5) ^b	4 (4-5,5) ^b
Thraupidae	6 (5-8) ^a	15 (13-16) ^b	14 (11-18) ^b	13 (11,5-17,5) ^b	21,5 (14,5-26,5) ^b
Fringillidae	1 (1-1) ^a	1 (1-1) ^a	2,5 (1-3) ^{ab}	3,5 (1,5-4,5) ^b	3,5 (2-5,5) ^b

Composição de espécies. Quanto à composição de espécies, a ordenação feita com duas dimensões gerou um valor S de 0,11 (instabilidade = 0,00041; 200 interações). As localidades tenderam a se agrupar de acordo com o bioma ao qual pertencem. O eixo NMDS1 separou Floresta Atlântica das formações semi-abertas da zona CSA (biomas do Cerrado, Chaco e Pantanal). O ARP assumiu uma posição intermediária entre estes dois tipos de formações, indicando composição de espécies intermediária entre eles (Figura 4). Teste de Mann-Whitney confirmou tal resultado, diferenciando as localidades de Floresta Atlântica daquelas de formações semi-abertas (NMDS1: U = 17; p = 0,000004).

A ordenação separou também, em sua primeira dimensão, as duas formações florestais da Floresta Atlântica, floresta estacional semidecidual (ES/ESce) e floresta ombrófila densa (U = 14; p = 0,003); a avifauna frugívora do ARP esteve mais próxima do primeiro tipo de floresta do que do segundo, apontando para uma composição avifaunística similar à das florestas estacionais do interior do Brasil, em transição para o Cerrado (Figura

4). Houve diferença entre os *scores* gerados para o Cerrado e para o Pantanal, tanto na primeira ($U = 3$; $p = 0,015$) quanto na segunda ($U = 4$; $p = 0,03$) dimensões da ordenação.

Das 72 espécies de aves frugívoras do ARP, 96% ocorreram nas localidades de floresta estacional semidecidual em transição para o Cerrado, 92% nas demais localidades deste tipo de formação florestal, 85% nas de floresta ombrófila densa, 86% nas de Cerrado, 63% nas de Pantanal e 69% no Chaco.

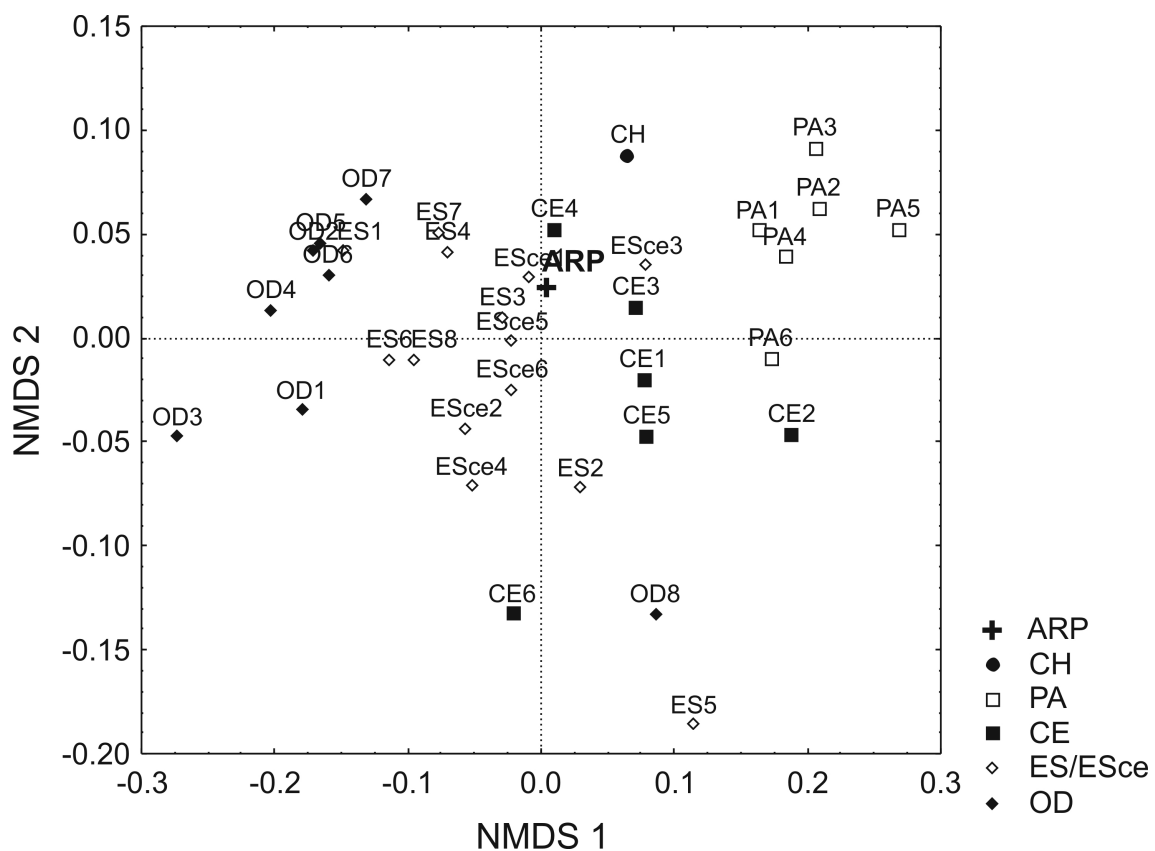


Figura 4. Ordenação (NMDS; valor $S = 0,11$) da composição da assembléia de aves frugívoras no Alto rio Paraná (ARP) e em localidades nos biomas Floresta Atlântica (floresta ombrófila densa, OD e floresta estacional semi-decidual, ES e ESce), Cerrado (Cerrado), Pantanal (PA) e Chaco (CH), considerando dados de incidência das espécies em 35 células latitude-longitude + Chaco. A distância entre os pontos na ordenação reflete similaridade entre eles com base no coeficiente de Sorensen. Os códigos para as células seguem a Figura 2.

Características das espécies. Cinquenta e três por cento das espécies de aves frugívoras do ARP foram compartilhadas por todos os biomas considerados, indicando que uma considerável parcela da avifauna da região apresenta ampla distribuição geográfica considerando os biomas estudados. Setenta e oito por cento das espécies de aves frugívoras do ARP incluem a zona ATL em sua distribuição e 74% incluem a zona CSA. Contudo, apenas metade das espécies abrange ambas as zonas, reforçando o caráter do ARP de faixa de transição entre estas duas zonas biogeográficas. Para a outra metade das espécies, é possível que o ARP se constitua numa limitação à dispersão. Considerando a ocorrência das espécies nas células latitude-longitude + Chaco, verificou-se que 41% das espécies apresentaram distribuições que não atingem o ARP ou que cessam nesta região (Figura 5).

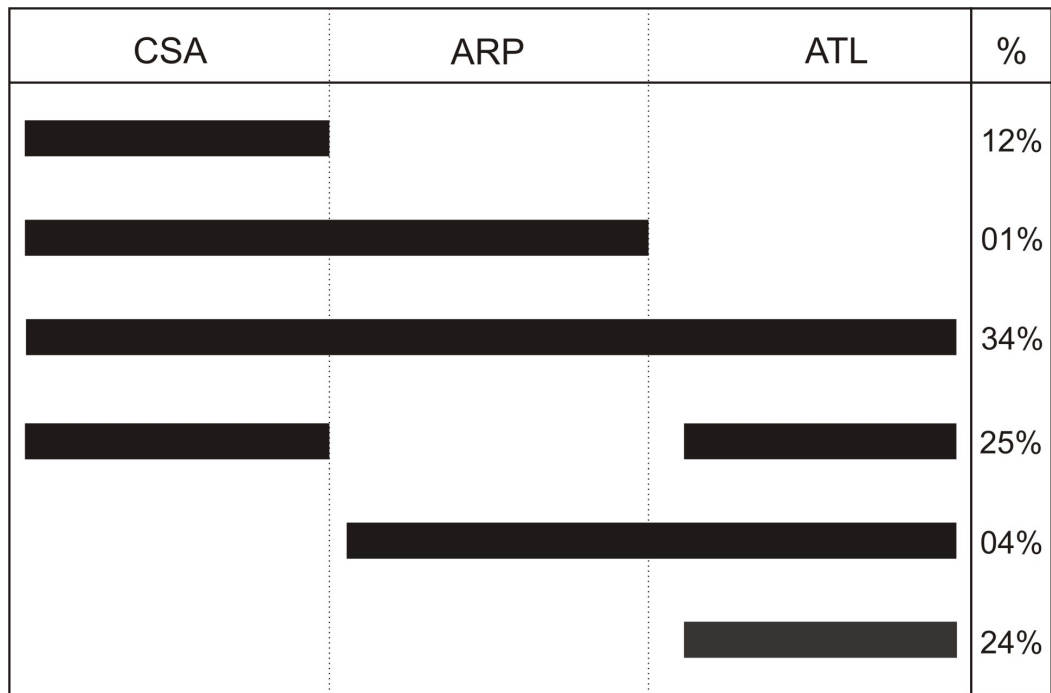


Figura 5. Distribuição das espécies de aves no Alto rio Paraná, localidades na zona biogeográfica da Floresta Atlântica (ATL; de floresta ombrófila densa e/ou floresta estacional semidecidual) e na zona Centro Sul Americana (CSA; Cerrado e/ou Pantanal e/ou Chaco). Baseado nas espécies registradas nas células latitude-longitude + Chaco (N = 182 espécies). Os números correspondem às proporções de espécies em cada tipo de distribuição.

O ARP apresentou espécies com distribuição tipicamente atlântica, incluindo 12 espécies endêmicas da zona ATL (Apêndice). Dentre estas, seis não tiveram registros para as localidades de Cerrado, Pantanal ou Chaco: *Tinamus solitarius*, *Odonthophorus capueira*, *Aburria jacutinga*, *Pteroglossus bailloni*, *Selenidera maculirostris* e *Procnias nudicollis*. Embora não sejam endêmicas ATL, *Crypturellus obsoletus* e *Pachyramphus castaneus* foram citadas apenas para as localidades de Floresta Atlântica. O ARP apresentou ainda espécies características dos biomas da zona CSA (Cerrado, Pantanal e Chaco), como *Orthopsittaca manilata* e *Cypsnagra hirundinacea*, que não ocorreram em nenhuma das localidades de Floresta Atlântica contempladas no estudo. Três espécies consideradas endêmicas CSA foram registradas no ARP: *Brotogeris chiriri*, *C. hirundinacea* e *Neothraupis fasciata* (Apêndice).

Os biomas diferiram quanto à proporção de espécies cuja área de distribuição geográfica abrange tanto CSA como ATL, somente CSA e somente ATL (Qui-quadrado = 76,6; gl = 10; p = 0,0001). De forma geral, a floresta ombrófila densa apresentou mais espécies cuja distribuição não atinge os biomas do Brasil Central, apontando para uma avifauna com distribuição mais restrita. O Cerrado, Pantanal e Chaco apresentaram maior proporção de espécies que não incluem ATL em sua distribuição (Tabela 2). O ARP e a floresta estacional semidecidual não apresentaram diferença entre as proporções observadas e esperadas.

Setenta e quatro por cento das espécies do ARP foram classificadas como dependentes de florestas (Tabela 2). Apenas duas espécies, foram consideradas de habitat restrito: *T. solitarius*, espécie florestal endêmica ATL e *N. fasciata*, de habitat semi-aberto, endêmica da zona CSA. Proporções semelhantes de espécies nas diferentes categorias de dependência do ambiente florestal (dependente/semi-dependente/não dependente) foram registradas para o ARP e os biomas considerados (Qui-quadrado = 12, 7; gl = 10; p = 0,24). Resultado semelhante foi observado com relação às categorias de especificidade de hábitat (de hábitat restrito/não restrito; Qui-quadrado = 9,3; gl = 5; p = 0,098).

Tabela 2. Proporção de espécies (%) em categorias de características biogeográficas e de uso de habitat para o Alto rio Paraná (ARP), floresta ombrófila densa (OD), floresta estacional semidecidual (ES), Cerrado (ER), Pantanal (PA) e Chaco (CH).

Características	Formações vegetais					
	CH	PA	do	ARP	ES	OD
Ocorrência nas zonas ATL e CSA						
CSA e ATL	52	46	37	51	38	36
ATL mas não CSA	15	14	24	26	42	58
CSA mas não ATL	28	32	22	22	18	5
Endemismo						
Endêmicas ATL	7	6	8	17	26	36
Endêmicas CSA	8	11	7	4	4	0
Dependência do ambiente florestal						
Dependentes	68	68	75	74	81	86
Semi-dependentes	17	19	12	14	12	8
Independentes	15	13	13	12	7	6
Especificidade de habitat						
De habitat restrito	4	7	13	3	11	13

Localização do ARP em relação ao limite de distribuição geográfica das espécies. Dentre as espécies do ARP, verificou-se que 34 (47%) se encontram a até 250 km do limite de suas distribuições geográficas; 20 das quais a menos de 100 km de suas bordas de distribuição. Vinte e duas destas espécies que se encontram mais próximas de seu limite de distribuição (até 250 km) apresentam distribuições geográficas que não atingem a zona ATL ou a CSA; três são consideradas endêmicas da zona CSA e dez têm distribuição restrita à ATL (i.e. são endêmicas desta zona). Quinze espécies (21%) estão a mais de 500 km de seus limites de distribuição; todas apresentam distribuição geográfica que abrange tanto ATL como CSA.

DISCUSSÃO

Os resultados do presente estudo corroboram a hipótese de que as comunidades de aves frugívoras podem ser influenciadas por gradientes climáticos-vegetacionais, incluindo a disponibilidade de recursos; a distribuição das aves parece refletir uma resposta ao clima, tanto diretamente como através de seu efeito sobre a vegetação (Kissling *et al.* 2008). A existência de uma relação entre a porcentagem de zoocoria na flora e a precipitação média anual sugere que a importância das aves como dispersores de sementes aumenta em direção às comunidades localizadas em áreas com maior pluviosidade (Sekercioglu 2006, Almeida-Neto *et al.* 2008). A maior riqueza de espécies frugívoras na Floresta Atlântica e menor no Pantanal parece concordar com esta afirmação.

Por outro lado, não se encontrou qualquer evidência de que a riqueza das aves no gradiente analisado dependa do grau de frugivoria destas, uma vez que subgrupos com diferentes graus de participação dos frutos na dieta exibiram padrões semelhantes. De fato, alguns estudos têm demonstrado que nem sempre se observa uma relação direta entre consumidores e disponibilidade de frutos (e.g. Márquez *et al.* 2004, Kissling *et al.* 2008), sugerindo a influência de outros fatores.

A avifauna frugívora do ARP, associada ao complexo mosaico de tipos de vegetação encontrado na região, parece ser influenciada em uma escala mais ampla por: (1) a posição da área de estudo em relação ao gradiente ambiental que existe da Floresta Atlântica da costa brasileira às formações semi-abertas da zona CSA, em especial, o Cerrado e (2) processos históricos (expansões e retrações dos biomas; isolamento e dispersão das populações e espécies) que moldaram a região.

Em termos de composição específica, a avifauna frugívora do ARP parece ter maior afinidade com a zona ATL do que com a CSA. Mais especificamente, sua avifauna é similar àquela das florestas estacionais semidecíduais, em transição para o Cerrado, suportando a idéia de que a região apresenta características ecotonais de transição entre estas duas formações vegetais, não apenas para a flora (e.g. Souza *et al.* 2004), mas também para a avifauna. A distribuição das aves ao longo do gradiente entre a Floresta Atlântica da costa e as formações vegetais da zona CSA reforça a idéia de que os gradientes ambientais exercem influência importante sobre as assembléias animais, muitas vezes impondo limites à distribuição destes (e.g. Bini *et al.* 2004).

No presente estudo, demonstrou-se que a avifauna do ARP é composta por: (a) uma proporção considerável de espécies com distribuição que inclui os quatro biomas

analisados; (b) espécies com distribuição primordialmente atlântica, que não atinge o Brasil Central ou o Chaco; (c) algumas espécies típicas de formações semi-abertas da zona CSA e que não incluem a zona zoogeográfica ATL em sua distribuição. Quase metade das espécies do ARP inclui ambas as zonas CSA e ATL em suas distribuições geográficas, sendo compartilhada pelos quatro biomas analisados: Floresta Atlântica, Cerrado, Pantanal e Chaco. Por outro lado, a outra metade das espécies observadas inclui apenas uma destas zonas ou tem distribuição restrita a uma delas, ressaltando o caráter ecotonal da área estudada.

Zonas de transição fornecem oportunidades para a dispersão de espécies entre biomas, zonas biogeográficas ou outros tipos de sistemas ecológicos adjacentes (e.g. Silva & Santos 2005) e a análise da composição específica da assembléia de aves frugívoras do ARP aponta que este processo parece ter sido importante na constituição da avifauna da região – e das florestas estacionais semidecíduais de forma geral. É possível que a importância do intercâmbio biótico (fluxo natural de espécies entre regiões adjacentes; Silva & Santos 2005) assuma gradativamente maior importância em direção à periferia da Floresta Atlântica, com a redução gradual dos endemismos e aumento dos elementos com distribuições geográficas mais amplas.

Para parte das espécies, em especial aquelas com requerimentos de habitat mais amplos e maiores capacidades de dispersão, o ARP, em especial sua ampla rede de florestas ripárias, pode ter atuado e atuar como corredor de dispersão entre biomas (Nores 1992, Silva 1995, 1996, Spichiger *et al.* 2004). Dada sua localização geográfica e extensão (abrangendo mais de um bioma e zona biogeográfica), o rio Paraná desempenha importante papel ecológico na distribuição da fauna e flora da Floresta Atlântica, Cerrado e Amazônia (Aguiar *et al.* 2007). Suas florestas ripárias formariam uma conexão ecológica para a troca de componentes da biodiversidade entre sistemas (Oliveira-Filho & Fontes 2000, Spichiger *et al.* 2004, Aguiar *et al.* 2007), atuando, por exemplo, como corredores méxicos e permitindo a colonização do Cerrado por espécies de aves dependentes de floresta com distribuição geográfica centrada nas florestas Atlântica e Amazônica (Silva 1995, 1996, Silva & Bates 2002). Isto inclui até mesmo espécies endêmicas da Floresta Atlântica, como *Pyrrhura frontalis* e *Trogon surrucura*, registradas, respectivamente, em florestas do Pantanal (Straube *et al.* 2006) e do Distrito Federal (Braz & Cavalcanti 2001).

Para outras espécies, entretanto, a área de estudo, com seu caráter ecotonal, pode representar um limite à dispersão, sobretudo para aquelas com maior especificidade de habitat. Metade das espécies encontradas no ARP tem distribuição geográfica que abrange apenas uma das zonas biogeográficas consideradas (ATL e CSA) e mais de um terço das

espécies citadas para a região se encontram ali na periferia de suas distribuições geográficas – sobretudo as endêmicas da Floresta Atlântica.

Comparado com a floresta ombrófila densa e com a floresta estacional semidecidual, em que, respectivamente, 36% e 26% das aves frugívoras são endêmicas, o ARP se mostra modesto em termos de taxa de endemismo, com 17% das espécies exibindo distribuição restrita à Floresta Atlântica (Tabela 2). A representatividade de espécies endêmicas da Floresta Atlântica parece diminuir à medida que o bioma se estende da Serra do Mar, considerada um centro de endemismo (Silva *et al.* 2004), em direção ao interior do Brasil, atingindo o vale do ARP, que está situado no limite oeste da Floresta Atlântica e, portanto, na periferia da distribuição das espécies endêmicas deste bioma. No Planalto da Bodoquena (Pivatto *et al.* 2006), considerado um prolongamento disjuncto da Floresta Atlântica no Estado do Mato Grosso do Sul (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE 2008), a taxa de endemismo é praticamente nula. De fato, a ordenação das células latitude-longitude com base na composição de espécies de aves frugívoras (Figura 5) resultou no agrupamento do Planalto da Bodoquena (ESce3) com os biomas da zona CSA, indicando maior similaridade na composição de espécies com estes que com a Floresta Atlântica (veja Pivatto *et al.* 2006).

De acordo com Silva & Santos (2005) a especiação parece ser o principal fator que levou à alta diversidade regional de espécies na Floresta Atlântica e Amazônia, enquanto nas avifaunas da Caatinga, Cerrado e PA, o intercâmbio biótico teve um papel mais importante na determinação da diversidade regional de aves que a produção de espécies. O Cerrado possui uma pequena taxa de endemismo em aves (3,8%; Silva & Santos 2005) e o Pantanal não possui aves endêmicas (Tubélis & Tomas 2003), ao contrário, muito da sua avifauna é composta por elementos biogeográficos dos biomas adjacentes (Tubélis & Tomas 2003, Silva & Santos 2005).

Quanto ao habitat das espécies do ARP e biomas considerados, embora a Floresta Atlântica seja o único constituído essencialmente por formações florestais, não foi verificada diferença na proporção de espécies dependentes de floresta entre os biomas analisados. Além das formações semi-abertas e secas (e.g. campos e cerrado *sensu stricto*), o Cerrado, Pantanal e Chaco apresentam redes de florestas ao longo dos rios e riachos, as quais desempenham importante papel como habitat para a avifauna; como apresentado aqui, proporções consideráveis (68-75%) das aves frugívoras destes biomas são essencialmente florestais (Tabela 2). Isto fornece suporte adicional à observação de Silva & Santos (2005) de que as

florestas de galeria do Cerrado, mesmo cobrindo menos de 10% do bioma, abrigam total ou parcialmente cerca de 72% da riqueza total de espécies da região.

Em termos de avifauna frugívora, o ARP pertence ao complexo da Floresta Atlântica, pois com ela apresenta maior afinidade em termos de composição de espécies. Contudo, compartilha uma grande proporção de sua avifauna com o Cerrado e contempla espécies típicas da zona CSA com requerimentos de habitat bastante específicos, como *Orthopsittaca manilata*, considerada associada às florestas de buritis e *Ara ararauna*, cuja ocorrência pode ser influenciada pela presença deste tipo de habitat (Del Hoyo *et al.* 1997; Gimenes *et al.* 2007; veja também Lees & Peres 2008). Regiões de transição, como o ARP em geral abrigam espécies oriundas de formações distintas (Stotz *et al.* 1996, Pivatto *et al.* 2006, presente estudo) e podem ser particularmente ricas em espécies de aves (Kark *et al.* 2007). A investigação e entendimento dos processos que se deram nestas regiões e na formação de suas biotas podem ainda auxiliar na compreensão de dinâmicas atuais e futuras no cenário atual de mudanças climáticas e ambientais. Isso faz com que estas sejam especialmente valiosas para a conservação e ciência. Embora a indicação dos *hotspots* globais considere apenas as áreas centrais dos biomas (e.g. Myers *et al.* 2000) e pouca atenção esteja sendo direcionada para a criação de áreas protegidas em zonas de contato (Amorim *et al.* 2009), a preservação de áreas onde duas ou mais regiões biogeográficas se encontram, como ocorre no ARP deve ser considerada uma prioridade (e.g. Stotz *et al.* 1996).

AGRADECIMENTOS

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), o Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e a Superintendência de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Mato Grosso do Sul (SUPEMA) concederam permissões e apoio logístico para o desenvolvimento dos levantamentos em Unidades de Conservação dos Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. A Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental (SPVS), Indústria Klabin de Papel e Celulose, Paróquia Nossa Senhora das Neves (Palmeira, PR), Fazenda e RPPN Santa Francisca (Querência do Norte, PR), Fazenda Belo III (Querência do Norte, PR), Fazenda Divina Pastora (Porto Rico, PR), Fazenda Bandeirantes (Nova Andradina, MS), Fazenda Hotel Serra do Panelão (Urubici, SC), Pousada Rio Canoas (Urubici, SC) e vários proprietários que permitiram o acesso aos fragmentos florestais localizados em suas propriedades e forneceram apoio logístico. Apoio financeiro e/ou logístico foi fornecido pela Universidade Estadual de Maringá (UEM/Nupelia), pela Universidade Estadual de Londrina (UEL) e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por meio dos projetos “Monitoramento da Biodiversidade em Bacias Hidrográficas de Mata Atlântica” (MBBHMA; CNPq – Assessoria de Cooperação Internacional, Programa Mata Atlântica; UEL) e “A Planície Alagável do Alto Rio Paraná: Estruturas e Processos Ambientais” (CNPq – Programa de Ecologia de Longa Duração; UEM/Nupelia). Agradeço ainda a equipe do Projeto MBBHMA, que coletou parte dos dados de campos utilizados no presente estudo: E.V. Lopes, G. H. Volpato, P. P. Serafini, R. Boçon, M. V. Bisheimer, C. E. S. Garske, J. E. Simon e F. L. Fávaro. E. V. Lopes participou ainda das atividades de campo no ARP. Na APA de Guaraqueçaba também houve apoio da Conservation International do Brasil. L.B. Mendonça recebeu bolsa de Doutorado (CNPq) por meio do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da UEM.

REFERÊNCIAS

- Ab'Sáber, A. N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. Ateliê Editorial, São Paulo, Brasil.
- Academia de Ciências do Estado de São Paulo (ACIESP). 1997. Glossário de ecologia. 2.ed. ACIESP, CNPq, Floresta AtlânticaPESP, São Paulo, Brasil.
- Aguiar, L. M., G. Ludwig, W. K. Svoboda, C. L. S. Hilst, I. T. Navarro, & 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. Bras. Zool.* 24: 898–906.
- Albuquerque, J. L. B., & F. M. Bruggemann. 1996. Avifauna do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Santa Catarina, Brasil e as implicações para a sua conservação. *Acta Biol. Leopold.* 18: 47–68.
- Almeida-Neto, M., F. Campassi, M. Galetti, P. Jordano, & A. Oliveira-Filho. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 503–513
- Amorim, F. W., R. S. Ávila-Júnior, A. J. A. Camargo, A. L. Vieira, & P. E. Oliveira. 2009. A hawkmoth crossroads? Species richness, seasonality and biogeographical affinities of Sphingidae in a Brazilian Cerrado. *J. Biogeogr.* 36: 662-674.
- Anggraini, K., M. Kinnaird, & T. O'Brien. 2000. The effects of fruit availability and habitat disturbance on an assemblage of Sumatran hornbills. *Bird Conserv. Intern.* 10:189–202
- Anjos, L. 2001. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12: 11–27.
- Anjos, L. 2002. Forest bird communities in the Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. *Ecotropica* 8: 67–79.
- Anjos, L., & K.-L. Schuchmann. 1997. Biogeographical affinities of the avifauna of the Tibagi river basin, Paraná drainage system, southern Brazil. *Ecotropica* 3: 43–65.
- Antunes, A. Z. 2008. Diurnal and seasonal variability in bird counts in a forest fragment in southeastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25: 228–237.
- Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. *Review of Palaeobotany and Palynology* 99: 143 156
- Bini, L. M., J. A. F. Diniz-Filho, & B. A. Hawkins. 2004. Macroecological explanations for differences in species richness gradients: a canonical analysis of South American birds. *J. Biogeogr.* 31: 1819-1827.

- Braz, V. S., & R. B. Cavalcanti. 2001. A representatividade de áreas protegidas do Distrito Federal na conservação da avifauna do Cerrado. *Ararajuba* 9: 61–69.
- Bridgewater, S., J. A. Ratter, & J. F. Ribeiro. 2004. Biogeographic patterns, β -diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodivers. Conserv.* 12: 2295–2317.
- 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.
- Caviglione, J. H., L. R. B. Kiihl, P. H. Caramori, & D. Oliveira. 2000. Cartas climáticas do Paraná. Londrina: IAPAR, 2000. CD
- Centrais Elétricas do Sul do Brasil (ELETROSUL). 1986. Ilha Grande: a vegetação da área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Grande (PR/MS). ELETROSUL, Florianópolis. Levantamento na escala 1:250.000. Relatório de pesquisa.
- Christiansen, M. B., & E. Pitter. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 80: 23–32.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18:117–143.
- Cockle, K. L., M. L. Leonard, & A. A. Bodrati. 2005. Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. *Biodivers. Conserv.* 14: 3265–3288.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). 2008. Lista das aves do Brasil. <<http://www.cbro.org.br/CBRO/listabr.htm>>
- Currie, D.J., G.G. Mittelbach, H.V. Cornell, R. Field, J-F. Guégan, B. A. Hawkins, D.M. Kaufman, J.T. Kerr, T. Oberdorff, E. O'Brien, & J.R.G. Turner. 2004. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness. *Ecol. Lett.* 7: 1121–1134.
- Dario, F. R., M. C. V. Vicenzo, & A. F. Almeida. 2002. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. *Ciência Rural (Santa Maria)* 32: 989–996.
- Del Hoyo, J., A. Elliott, & J. Sargatal. 1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2004, 2005. Handbook of the birds of the world. Volumes 1, 2, 4, 6, 7, 9, 10. Lynx Editions, Barcelona, Espanha.
- Develey, P. F., & A. C. Martensen. 2006. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia, SP). *Biota Neotrop.* 6: 1–16.
- Donatelli, R. J., T. V. V. Costa, & C. D. Ferreira. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21: 97–114.

- Faria, C. M. A., M. Rodrigues, F. Q. Amaral, E. Módena, & A. M. Fernandes. 2006. Aves de um fragmento de Mata Atlântica no alto Rio Doce, Minas Gerais: colonização e extinção. *Rev. Bras. Zool.* 23: 1217–1230.
- Fleming, T.H. 2005. The relationship between species richness of vertebrate mutualists and their food plants in tropical and subtropical communities differs among hemispheres. *Oikos* 111: 556–562.
- Fundação SOS Mata Atlântica, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). 2008. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2000–2005. São Paulo, 2008. Disponível on–line em: <<http://www.sosma.org.br>>
- Gimenes, M. R., & L. Anjos. 2000. Distribuição espacial de aves em um fragmento florestal do campus da Universidade Estadual de Londrina, Norte do Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 17: 263–271.
- Gimenes, M. R., & L. Anjos. 2004. Spatial distribution of birds on three islands in the Upper River Paraná, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 15: 71–85.
- Gimenes, M. R., & L. 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. 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. *Rev. Brasil. Ornitol.* 15: 409–416.
- Gimenes, M. R., E. V. Lopes, A. L. Ribeiro, L. B. Mendonça, & L. Anjos. 2007. Aves da Planície Alagável do Alto Rio Paraná. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Göerk, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11: 112–118.
- Göerk, J. M. 1999. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for conservation of endemic and endangered species. *Bird Conserv. Intern.* 9: 235–253.
- Hasui, E., V. S. D. Gomes, & W. R. Silva, 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. *Biotropica* 39: 502–509.
- Hawkins, B. A., R. Field, H. V. Cornell, D. J. Currie, J. F. Guégan, D. M. Kaufman, J. T. Kerr, G. G. Mittelbach, T. Oberdorff, E. M. O'Brien, E. E. Porter, & J. R. G. Turner. 2003. Energy, water, and broad–scale geographic patterns of species richness. *Ecology*, 84: 3105–3117.

- Hayes, F. E. 1995. Status, distribution and biogeography of the birds of Paraguay. Monographs in Field Ornithology, Número 1, American Birding Association, New York, USA.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 1992. Manual técnico da vegetação brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências 1. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, Brasil.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2004. Mapa de biomas do Brasil. Escala 1:5.000.000. IBGE, Rio de Janeiro, Brasil. <<http://ibge.gov.br>>.
- Isler, M. L., & P. R. Isler. 1999. The tanagers: natural history, distribution, and identification. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Jetz, W., & C. Rahbek 2002. Geographic range size and determinants of avian species richness. *Science* 297: 1548–1551.
- Kark, S., T. F. Allnutt, N. Levin, L. L. Manne, & P. H. Williams. 2007. The role of transitional areas as avian biodiversity centres. *Global Ecol. Biogeogr.* 16: 187–196.
- Kissling, W. D., C. Rahbek, & K. Böhning–Gaese. 2007. Food plant diversity as broad–scale determinant of avian frugivore richness. *Proc. R. Soc. B* 274: 799–808.
- Kissling, W. D., R. Field, & K. Böhning–Gaese. 2008. Spatial patterns of woody plant and bird diversity: functional relationships or environmental effects? *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 327–339.
- Kissling, W. D., K. Böhning–Gaese, & W. Jetz. 2009. The global distribution of frugivory in birds. *Global Ecol. Biogeogr.* 18: 150–162.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, & F. Rubel. 2006. World map of Köppen–Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitsch.* 15: 259–263.
- Krügel, M., & L. Anjos. 2000. Bird communities in forest remnants in the city of Maringá, Paraná State, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 11: 315–330.
- Lee, D. C., & S. J. Marsden. 2008 Increasing the value of bird–habitat studies in tropical forests: choice of approach and habitat measures. *Bird Conserv. Intern.* 18: S109–S124.
- Lees, A. C., & C. A. Peres. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for Amazonian birds and mammals. *Conserv. Biol.* 22: 439–449.
- Leitão–Filho, H. F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub–tropicais do Brasil. *IPEF* 35: 41–46.
- Levey, D. J., & C. W. Benkman. 1999. Fruit–seed disperser interactions: timely insights from a long–term perspective. *TREE* 14: 41–43.

- Loiselle, B. A. 1988. Bird abundance and seasonality in a Costa Rican lowland forest canopy. *Condor* 90: 761–772.
- Loiselle, B. A., & J. G. Blake. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72: 180–193.
- Lopes, E. V., & L. Anjos. 2006. A composição da avifauna da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23: 145–156.
- Loures–Ribeiro, A., & L. Anjos. 2004. Ameaças aos senhores do ar. *Ciência Hoje* 35: 66–69.
- Loures–Ribeiro, A., & L. Anjos. 2006. Falconiformes assemblages in a fragmented landscape of the Atlantic Forest in southern Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 49: 149–162.
- Maack, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. 2. ed. Secretaria da Cultura e do Esporte, Curitiba, Brasil.
- Márquez, A. L., R. Real, & J. M. Vargas. 2004. Dependence of broad–scale geographical variation in fleshy–fruited plant species richness on disperser bird species richness. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 295–304.
- Mateus, L. A. F., & J. M. F. Penha. 2007. Avaliação dos estoques pesqueiros de quatro espécies de grandes bagres (Siluriformes, Pimelodidae) na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil, utilizando alguns Pontos de Referência Biológicos. *Rev. Bras. Zool.* 24: 144–150.
- Mendonça, L. B., & L. Anjos. 2006. Flower morphology, nectar features, and hummingbird visitation to *Palicourea crocea* (Rubiaceae) in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *An. Acad. Bras. Cienc.* 78: 45–57.
- Mendonça, L. B., M. R. Gimenes, & L. Anjos. 2004. Interactions between birds and other organisms in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. Pp. 215–220 *in* Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, & L. E. Miranda (eds.). *Structure and functioning of the Paraná River and its floodplain*. Eduem, Maringá, Brasil.
- Mikich, S. B., & S. M. Silva. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro–oeste do Paraná, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 15: 89–113.
- Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF). 2002. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Brasil.
- Mittelbach, G. G., D. W. Schemske, H. V. Cornell, A. P. Allen, J. M. Brown, M. B. Bush, S. P. Harrison, A. H. Hurlbert, N. Knowlton, H. A. Lessios, C. M. McCain, A. R. McCune,

- L. A. McDade, M. A. McPeck, T. J. Near, T. D. Price, R. E. Ricklefs, K. Roy, D. F. Sax, D. Schluter, J. M. Sobel, & M. Turelli. 2007. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. *Ecol. Lett.* 10: 315–331.
- Morellato, L. P. C., & C. F. B. Haddad. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32: 786–792.
- Morellato, L. P. C., D. C. Talora, A. Takahasi, C. C. Bencke, E. C. Romera, & V. B. Zipparro. 2000. Phenology of Atlantic Rain Forest Trees: A Comparative Study. *Biotropica* 32: 811–823.
- Motta-Júnior, J. C. 1990. Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65–71.
- Motta-Júnior, J. C., & J. A. Lombardi. 2002. Ocorrência de zoocoria em florestas-de-galeria no complexo do Cerrado, Brasil. *Biotemas* 15: 59-81.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Naka, L. N. 2004. Structure and organization of canopy bird assemblages in Central Amazonia. *Auk* 121: 88–102.
- Naka, L. N., & M. Rodrigues. 2000. *As Aves da Ilha de Santa Catarina*. Editora da Universidade federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil.
- Nores, M. 1992. Bird speciation in subtropical South America in relation to forest expansion and retraction. *Auk* 109: 346–357.
- Oliveira-Filho, A. T., & M. A. L. Fontes. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate. *Biotropica* 32: 793–810.
- Parker III, T. A., D. E. Stotz, & J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distribution databases. Pp. 131–436 *in* Stotz, D. E., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits (eds.). *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Illinois, EUA.
- Pavey, C. R., & C. E. M. Nano. 2009. Bird assemblages of arid Australia: Vegetation patterns have a greater effect than disturbance and resource pulses. *J. Arid Environ.* 73: 634–642.
- Pivatto, M. A., D. G. Manço, F. C. Straube, A. Urben-Filho, & M. Milano. 2006. Aves do Planalto da Bodoquena, Estado do Mato Grosso do Sul (Brasil). *Atual. Ornit.* 129. <www.ao.com.br>.
- Pivatto, M. A., R. J. Donatelli, & D. G. Manço. 2008. Aves da Fazenda Santa Emilia, Aquidauana, Mato Grosso do Sul. *Atual. Ornit.* 143. <www.ao.com.br>

- Pizo, M. A. 2001. A conservação das aves frugívoras. Pp. 49–59 in Albuquerque, J. L., J. F. Cândido-Junior, F. C. Straube, & A. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.
- Pozza, D. D., & J. S. R. Pires. 2003. Bird communities in two fragments of semideciduous forest in rural São Paulo State. *Braz. J. Biol.* 63: 307–319.
- Rahbek, C., & G. R. Graves. 2001. Multiple scale assessment of patterns of avian species richness. *Proc. Natl. Acad. Sci. (USA)* 98: 4534–4539.
- Reatto, A., & E. S. Martins. 2005. Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado. Pp. 47–60 in Scariot, A., J. C. Sousa-Silva, & J. M. Felfili (orgs). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Ribeiro, L. F. & M. Tabarelli. 2002. A structural gradient in cerrado vegetation of Brazil: changes in woody plant density, species richness, life history and plant composition. *J. Trop. Ecol.* 18: 775–794.
- Ribon, R., J. E. Simon, & G. T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv. Biol.* 17: 1827–1839.
- Ribon, R., I. R. Lamas, & H. B. Gomes. 2004. Avifauna da Zona da Mata de Minas Gerais: municípios de Goianá e Rio Novo, com alguns registros para Coronel Pacheco e Juiz de Fora. *Revista Árvore (Viçosa, MG)* 28: 291–305.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167–171.
- 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, USA.
- Rodrigues, M. 2008. Noteworthy bird records at Lagoa Santa, southeastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25: 150–153.
- Romagnolo, M. B., & M. C. Souza. 2000. Análise florística e estrutural de florestas ripárias do alto rio Paraná, Taquaruçu, MS. *Acta Bot. Bras.* 14: 163–174.
- Salgado-Laboriau, M. L. 2005. Alguns aspectos sobre a Paleoecologia dos Cerrados. Pp. 107–120 in Scariot, A., J. C. Sousa-Silva, & J. M. Felfili (orgs). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Santos, A. M. R. 2004. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários em uma área rural no sudeste do Brasil. *Ararajuba* 12: 41–49.

- Scariot, A., J. C. Sousa-Silva, & J. M. Felfili (orgs). 2005. Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *TREE* 21: 464–471.
- Short, L. L. 1975. A zoogeographic analysis of the South American Chaco avifauna. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* 154: 163–352.
- Silva, J. F., M. R. Farinas, J. M. Felfili, & C. A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. *J. Biogeogr.* 33: 536–548.
- Silva, J. M. C. 1995. Birds of the Cerrado region. *Steenstrupia* 21: 69–92.
- Silva, J. M. C. 1996. Distribution of Amazonian and Atlantic forest birds in gallery forests of the Cerrado region, South America. *Ornitol. Neotrop.* 7: 1–18.
- Silva, J. M. C. 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado region, South America. *Biodivers. Conserv.* 6: 435–450.
- Silva, J. M. C., & M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72–74.
- 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. C. Sousa, & C. H. M. Castelletti. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic forest, South América. *Global Ecol. Biogeogr.* 13: 85–92.
- 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. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Simon, J. E. 2000. Composição da avifauna da Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Tereza - ES. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* 11/12: 149–170.
- Simon, J. E., S. R. Lima, & T. Cardinali. 2007. Comunidade de aves no Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, Espírito Santo. *Brasil. Rev. Bras. Zool.* 24: 121–132.
- Souza, M. C., J. Cislinski, & M. B. Romagnolo. 1997. Levantamento florístico. Pp. 343–368 *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.
- Souza, M. C., M. B. Romagnolo, & K. K. Kita. 2004. Riparian Vegetation: Ecotones And Plant Communities. Pp. 353–367 *in* Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn

- (eds.). The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
- Souza, M. C., & R. Monteiro. 2005. Levantamento florístico em remanescente de floresta ripária no alto rio Paraná: Mata do Araldo, Porto Rico, Paraná, Brasil. *Acta Sci.* 27: 405–414.
- 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.
- Spichiger, R., C. Calenge, & B. Bise. 2004. Geographical zonation in the Neotropics of tree species characteristic of the Paraguay-Paraná Basin. *J. Biogeogr.* 31: 1489–1501.
- Stotz, D. F., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III, & D. K. Moskovits. 1996. Neotropical Birds: ecology and conservation. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Straube, F.C. 2003. Avifauna da área especial de interesse turístico do Marumbi (Paraná, Brasil). *Atual. Ornit.* 113. <www.ao.com.br>.
- Straube, F. C., M. R. Bornschein, & P. Scherer-Neto. 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná e áreas limítrofes. *Arq. Biol. Tecnol.* 39: 193–214.
- Straube, F.C., & A. Urben-Filho. 2004. Uma revisão crítica sobre o grau de conhecimento da avifauna do parque nacional do Iguaçu (Paraná, Brasil) e áreas adjacentes. *Atual. Ornit.* 118 <www.ao.com.br>.
- Straube, F. C., A. Urben-Filho, & J. F. Candido Jr. 2004. Novas informações sobre a avifauna do Parque Nacional do Iguaçu (Paraná). *Atual. Ornit.* 120 <www.ao.com.br>.
- Straube, F. C. & A. Urben-Filho. 2005. Avifauna da Reserva Natural Salto Morato (Guaraqueçaba, Paraná). *Atual. Ornit.* 124 <www.ao.com.br>.
- Straube, F.C. , A. Urben-Filho, M. A. C. Pivatto, A. P. Nunes, & W. M. Tomás. 2006. Nova contribuição à ornitologia do Chaco brasileiro (Mato Grosso do Sul, Brasil). *Atual. Ornit.* 134 <www.ao.com.br>.
- Sztolcman, J. 1926. Étude des collections ornithologiques de Paraná. *Ann. Zool. Mus. Pol. Hist. Nat.* 5: 107–196.
- Tabarelli, M., & C. A. Peres. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106: 165–176.
- Tabarelli, M., A. Vicente, & D. C. A. Barbosa. 2003. Variation of seed dispersal spectrum of woody plants across a rainfall gradient in north-eastern Brazil. *J. Arid Environ.* 53: 197–210.

- Tabarelli, M., L. P. Pinto, J. M. C. Silva, M. Hirota, & L. Bede. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 19: 695–700.
- Talora, D. C., & P. C. Morellato. 2000. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Bot.* 23: 13–26.
- Themag Engenharia e Gerenciamento & ENGEA Avaliações, Estudo do Patrimônio e Engenharia – THEMAG/ENGEA. 1994. Usina Hidrelétrica Porto Primavera: estudo de impacto ambiental. São Paulo: CerradoSP. Volume 3. Diagnóstico do meio biótico.
- Tubélis, D. P., & W. M. Tomas. 1999. Distribution of birds in a naturally patchy forest environment in the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba* 7: 81–89.
- Tubélis, D. P., & W. M. Tomas. 2003. Bird species of the Pantanal wetland, Brazil. *Ararajuba* 11: 5–37.
- Uezu, A. 2006. Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Veloso, H. P., A. L. R. Rangel-Filho, & J. C. A. Lima. 1991. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro, Brasil.
- Whittaker, R. J., & S. H. Jones. 1994. The role of frugivorous bats and birds in the rebuilding of a tropical forest ecosystem, Krakatau, Indonesia. *J. Biogeogr.* 21: 245–258.
- Willis, E. O., & Y. Oniki. 1981. Levantamento preliminar de aves em treze áreas do Estado de São Paulo. *Rev. Bras. Biol.* 41: 121–135.
- Willis, E. O., & Y. Oniki. 1990. Levantamento preliminar das aves de inverno em dez áreas do sudoeste de Mato Grosso, Brasil. *Ararajuba* 1: 19–38.
- Willis, E. O., & Y. Oniki. 2002a. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species? *Pap. Avulsos Zool.* 42: 193–264.
- Willis, E. O., & Y. Oniki. 2002b. Birds of a central São Paulo woodlot: I. Censuses 1982–2000. *Braz. J. Biol.* 62: 197–210.
- Yabe, R. S., & E. J. Marques. 2001. Deslocamentos de aves entre capões no Pantanal Mato-Grossense e sua relação com a dieta. Pp. 103–123. In: *in* Albuquerque, J. L., J. F. Cândido-Junior, F. C. Straube, & A. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.

Zurita, G. A., N. Rey, D. M. Varela, M. Villagra, & M. I. Bellocq. 2006. Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives. *For. Ecol. Manage.* 235: 164–173

Apêndice. Aves frugívoras citadas para o Alto rio Paraná (ARP), nomes em português e características ecológicas: endemismo (End), Dependência do ambiente florestal (DepFlo) e Localização do ARP em relação à borda da distribuição geográfica da espécie (ProxBo).

Taxa	Nome em português	End ¹	DepFlo ²	ProxBo ³
Tinamidae Gray, 1840				
<i>Tinamus solitarius</i> (Vieillot, 1819)	macuco	ATL	D	1
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	inhambuguaçu		D	1
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)	jaó		D	1
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)	inhambu-chororó		I	1
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	inhambu-chintã		D	2
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	perdiz		I	2
<i>Nothura maculosa</i> (Temminck, 1815)	codorna-amarela		I	2
Cracidae Rafinesque, 1815				
<i>Penelope supercilialis</i> Temminck, 1815	jacupemba		D	2
<i>Aburria jacutinga</i> (Spix, 1825)	jacutinga	ATL	D	1
<i>Crax fasciolata</i> Spix, 1825	mutum-de-penacho		D	1
Odontophoridae Gould, 1844				
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)	uru	ATL	D	1
Columbidae Leach, 1820				
<i>Columbina minuta</i> (Linnaeus, 1766)	rolinha-de-asa-canela		I	2
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	rolinha-roxa		I	3
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	fogo-apagou		I	2
<i>Columbina picui</i> (Temminck, 1813)	rolinha-picui		I	1
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)	pararu-azul		D	2
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	pombão		S	3
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	pomba-galega		D	2
<i>Zenaida auriculata</i> (Des Murs, 1847)	pomba-de-bando		I	3
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	jurití-pupu		D	3
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)	jurití-gemeadeira		D	2
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	pariri		D	1
Psittacidae Rafinesque, 1815				
<i>Ara ararauna</i> (Linnaeus, 1758)	arara-canindé		D	1
<i>Ara chloropterus</i> Gray, 1859	arara-vermelha-grande		D	1
<i>Orthopsittaca manilata</i> (Boddaert, 1783)	maracanã-do-buriti		D	1
<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	maracanã-verdadeira		D	2
<i>Aratinga leucophthalma</i> (Statius Muller, 1776)	periquitão-maracanã		D	3
<i>Aratinga aurea</i> (Gmelin, 1788)	periquito-rei		S	1
<i>Pyrrhura frontalis</i> (Vieillot, 1817)	tiriba-de-testa-vermelha	ATL	D	1
<i>Forpus xanthopterygius</i> (Spix, 1824)	tuim		D	2

<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	periquito-de-encontro-amarelo	CSA	D	1
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	maitaca-verde		D	3
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	papagaio-verdadeiro		S	2
Trogonidae Lesson, 1828				
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	surucuá-variado	ATL	D	1
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788	surucuá-de-barriga-amarela		D	1
Ramphastidae Vigors, 1825				
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	tucanuçu		S	3
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766	tucano-de-bico-verde	ATL	D	1
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	araçari-poca	ATL	D	1
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)	araçari-banana	ATL	D	1
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	araçari-castanho		D	1
Passeriformes Linné, 1758				
Cotingidae Bonaparte, 1849				
<i>Procnias nudicollis</i> (Vieillot, 1817)	araponga	ATL	D	1
Pipridae Rafinesque, 1815				
<i>Neopelma pallescens</i> (Lafresnaye, 1853)	fruxu-do-cerradão		D	1
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	rendeira		D	1
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	tangará	ATL	D	1
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	uirapuru-laranja		D	2
Tityridae Gray, 1840				
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	anambé-branco-de-bochecha-parda		D	2
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	anambé-branco-de-rabo-preto		D	3
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)	caneleiro		D	2
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)	caneleiro-preto		D	3
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	caneleiro-de-chapéu-preto		D	2
Turdidae Rafinesque, 1815				
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	sabiá-laranjeira		D	3
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	sabiá-barranco		D	2
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	sabiá-poca		D	3
<i>Turdus subalaris</i> (Seeböhm, 1887)	sabiá-ferreiro	ATL	D	2
Thraupidae Cabanis, 1847				
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788)	tietinga		D	1
<i>Neothraupis fasciata</i> (Lichtenstein, 1823)	cigarra-do-campo	CSA	S	1
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	saíra-de-chapéu-preto		D	1
<i>Thlypopsis sordida</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	saí-canário		S	1
<i>Cypsnagra hirundinacea</i> (Lesson, 1831)	bandoleta	CSA	I	1
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	tiê-preto	ATL	D	2

<i>Tachyphonus rufus</i> (Boddaert, 1783)	pipira-preta	S	1
<i>Ramphocelus carbo</i> (Pallas, 1764)	pipira-vermelha	D	1
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	sanhaçu-cinzento	S	3
<i>Thraupis palmarum</i> (Wied, 1823)	sanhaçu-do-coqueiro	D	1
<i>Tangara cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-amarela	S	2
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	saí-andorinha	D	2
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	saí-azul	D	2
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	saíra-de-papo-preto	D	2
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	figuinha-de-rabo-castanho	D	3
Fringillidae Leach, 1820			
<i>Carduelis magellanica</i> (Vieillot, 1805)	pintassilgo	S	3
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	fim-fim	D	3
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	gaturamo-verdadeiro	D	1

¹abreviações: ATL, espécie endêmica da Floresta Atlântica; CSA, espécie endêmica da zona Centro Sul Americana (Parker III *et al.* 1996).

²abreviações: D, dependente; S, semi-dependente, I, independente.

³Números: 1, até 250 km; 2, entre 250 e 500 km; 3, mais de 500 km.

**QUE AVES FRUGÍVORAS SÃO SENSÍVEIS À FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL?
UM ESTUDO COMPARATIVO EM UMA ZONA DE CONTATO ENTRE BIOMAS
NEOTROPICAIS.**

Abstract. – **Are frugivorous birds sensitive to forest fragmentation? A comparative study at a transitional zone between Neotropical biomes.** – Forest fragmentation and habitat loss are among the leading forces driving extinctions. Here, we analyzed sensitivity of frugivorous birds to fragmentation on two landscapes in the extreme-west portion of Brazilian Atlantic forest, Upper Paraná River (UPR), Brazil. We addressed species traits considered predictors of extinction threat: proximity to the edge of species' geographic range, geographic range, endemism, tolerance to forest edge and to human-altered habitats, habitat specificity, and body mass. We also compared the sensitivity level of each frugivorous bird species to forest fragmentation in the UPR to that observed for other five landscapes of seasonal semideciduous forest in south and southeast Brazil. Based on sensitivity level (locally extinct, sensitive, non sensitive) at the landscapes considered, we constructed a rank of species sensitivity at the seasonal semideciduous forest. Our results showed that responses of frugivorous birds to landscape alteration were species-specific, in a great deal related to their ecological traits. In addition, for more than one third of species, sensitivity levels varied among the different landscapes, and thus, information on sensitivity in a given landscape cannot be generalized to other regions of seasonal semideciduous forest. In general, endemics with low tolerance to edge and to human-altered environments, and low flexibility in habitat were more likely to become extinct or to be sensitive in a larger number of landscapes, and to present higher scores at the sensitivity rank. Data presented here can help to identify species of frugivorous birds that are more critical to conservation.

Resumo. – A fragmentação e a perda de hábitat representam as maiores ameaças à biodiversidade. O presente estudo investigou a sensibilidade de aves frugívoras florestais à fragmentação florestal em duas paisagens fragmentadas do alto rio Paraná (ARP), localizado na porção extremo-oeste da distribuição da Floresta Atlântica no Brasil. Foram analisadas características ecológicas potencialmente associadas à vulnerabilidade à extinção: proximidade da borda de distribuição, distribuição geográfica, endemismo, tolerância ao ambiente de borda e a habitats alterados pela ação humana, especificidade de habitat e massa corporal. O nível de sensibilidade de cada espécie de ave frugívora à fragmentação no ARP foi comparado à de outras cinco paisagens fragmentadas de floresta estacional semidecidual do sul e sudeste do país. Considerando a classificação das espécies (localmente extinta, sensível, não sensível) nas diferentes paisagens, construiu-se um *ranking* de espécies sensíveis na floresta estacional semidecidual. Verificou-se que a resposta das aves frugívoras às alterações da paisagem é espécie-específica, em grande parte influenciada por suas características ecológicas. Além disso, para mais de um terço das espécies, a sensibilidade variou entre as paisagens, de modo que os padrões observados para um dado local nem sempre podem ser extrapolados. De modo geral, espécies que exibem várias características associadas à vulnerabilidade, como distribuição restrita, associação estreita ao ambiente florestal, baixa flexibilidade na utilização dos diferentes tipos de habitat e baixa tolerância a ambientes alterados tendem a ser sensíveis ou a se extinguir em um maior número de paisagens, apresentando as maiores pontuações no *ranking* de espécies sensíveis. As informações apresentadas no presente estudo podem auxiliar na identificação de espécies de aves frugívoras mais críticas para a conservação.

Key words: sensitivity patterns, extinction-proneness, conservation, Atlantic Forest, frugivores.

INTRODUÇÃO

A fragmentação e a perda de hábitat representam as maiores ameaças à biodiversidade em escala global (Tabarelli & Gascon 2005, Marini & Garcia 2005, IUCN 2008) e, associadas a outros fatores como a caça e a captura, tem levado à extinção local várias espécies de aves, bem como causado reduções populacionais consideráveis (e.g. Galetti *et al.* 1997, Purvis *et al.* 2000, Brook *et al.* 2003, Sodhi *et al.* 2004, Sodhi & Smith 2007; veja também Stouffer *et al.* 2009).

Quais espécies são capazes de persistir em paisagens fragmentadas é uma questão crítica (Sekercioglu & Sodhi 2007) e, na última década, um esforço considerável tem sido dedicado na identificação de características ecológicas das aves que as tornam vulneráveis à extinção (e.g. Purvis *et al.* 2000, Gage *et al.* 2004, Henle *et al.* 2004, Sodhi *et al.* 2004, 2006, Anjos 2006, Lees & Peres 2008, Vergara & Armesto 2009). Estudos têm demonstrado que a fragmentação florestal tipicamente não afeta as espécies ao acaso; alguns grupos tendem a ser mais sensíveis que outros, uma vez que diferentes espécies, famílias e grupos ecológicos apresentam requerimentos distintos e, portanto, podem responder de forma diferenciada à alteração da paisagem (Anjos 2001a, 2001b, 2004, 2006, Purvis *et al.* 2000, Anjos *et al.* 2004, Stouffer *et al.* 2006, Sekercioglu & Sodhi 2007, Laurence 2008, Lees & Peres 2008, Pardini *et al.* 2009).

Neste panorama, as aves frugívoras, sobretudo aquelas de porte médio a grande, geralmente têm sido consideradas um dos grupos mais afetados adversamente pela fragmentação florestal (Willis 1979, Christiansen & Pitter 1997, Ribon *et al.* 2003, Donatelli *et al.* 2004, Giraud *et al.* 2008). Göerk (1997), por exemplo, aponta este grupo como um dos mais ameaçados de extinção na Floresta Atlântica brasileira. O trabalho de Christiansen & Pitter (1997), por sua vez, revelou que 61,5% das 13 espécies consideradas localmente extintas na região de Lagoa Santa, Minas Gerais, eram aves frugívoras.

Este padrão, contudo, nem sempre é observado. Anjos (2006), por exemplo, verificou que, embora as aves frugívoras de grande porte contabilizassem quase um quarto das 30 espécies com alta sensibilidade na paisagem fragmentada de Floresta Atlântica do norte do Estado do Paraná, o grupo apresentou proporções similares de espécies em cada categoria de sensibilidade (alta, média e baixa). Lees & Peres (2008), por sua vez, verificaram que as aves frugívoras não foram particularmente sensíveis à fragmentação em uma paisagem hiper fragmentada da Amazônia (Alta Floresta). Lees & Peres (2008) sugerem que, onde a pressão de caça é baixa, a maioria das espécies de aves frugívoras tende a

persistir, considerando os dados de campo obtidos na Amazônia (estado do Mato Grosso), onde estas aves persistiram em 72% dos 31 remanescentes florestais analisados, mesmo depois de três décadas de fragmentação.

Adicionalmente, foi sugerido que os níveis de sensibilidade das espécies podem variar conforme a paisagem fragmentada considerada (Anjos 2006). Anjos (2006) mostrou ainda que a sensibilidade de algumas espécies de aves no norte do Paraná difere daquela observada por Ribon *et al.* (2003) para o sul de Minas Gerais (região de Viçosa). Por exemplo, *Selenidera maculirostris* e *Pyrrhura frontalis* foram consideradas localmente extintas por Ribon *et al.* (2003), mas apresentaram baixa sensibilidade no norte do Paraná (Anjos 2006).

Aves frugívoras são alvos para a conservação, uma vez que desempenham importantes papéis funcionais como a dispersão de sementes (Pizo 2001, Sekercioglu 2006) – um processo vital para a manutenção da diversidade de plantas em ecossistemas tropicais (veja Sekercioglu *et al.* 2004). Em algumas áreas de Floresta Atlântica, por exemplo, mais de 90% das espécies de árvores tem dispersão de sementes por vertebrados (Tabarelli & Peres 2002, Sekercioglu 2006, Almeida-Neto *et al.* 2008) e mais de 70% destas por aves, de modo que o desaparecimento local de espécies frugívoras, reduções populacionais ou a alteração do comportamento de forrageio destas podem afetar adversamente os processos reprodutivos de espécies de plantas, bem como a estrutura e capacidade de regeneração dos ecossistemas florestais (Silva & Tabarelli 2000, Tabarelli & Peres 2002, García & Chacoff 2007, Moran *et al.* 2009).

Nos *hotspots* de biodiversidade, caracterizados por altas taxas de endemismo e perda de habitat (Myers *et al.* 2000), a investigação de fatores associados à extinção potencial e sensibilidade das espécies é de importância primária. A Floresta Atlântica brasileira é demarcada como um dos mais importantes *hotspots* globais (Myers *et al.* 2000) e sua paisagem altamente fragmentada é adequada para o estudo de como a fragmentação afeta a avifauna. O bioma, considerado uma das áreas mais biodiversas do mundo (Morellato & Haddad 2000) é demarcado como área prioritária para a conservação e apresenta uma grande proporção de espécies ameaçadas devido às pressões antrópicas (Myers *et al.* 2000). De acordo com Marini & Garcia (2005) a Floresta Atlântica abriga 75,6% das espécies de aves ameaçadas e endêmicas do Brasil, sendo o domínio vegetal brasileiro mais crítico para a conservação destes animais.

Originalmente, a Floresta Atlântica cobria cerca de 1,5 milhões de km² e se estendia de forma praticamente contínua ao longo da costa brasileira, penetrando em direção

ao interior na porção sul (principalmente nos Estados de São Paulo e Paraná) até o rio Paraná, leste do Paraguai e nordeste da Argentina na região de Misiones (Stotz *et al.* 1996, Ab'Saber 2003). Entretanto, como esta região coincide com a área de maior ocupação urbana, a cobertura florestal foi amplamente reduzida no passado, de modo que atualmente restam poucas áreas cobertas por floresta contínua; estima-se que restam apenas 11,7% da cobertura florestal original de Mata Atlântica (Ribeiro *et al.* 2009) e menos de 1% desta corresponde a florestas primárias (Ribon *et al.* 2003). Atualmente, encontra-se uma paisagem em mosaico, onde remanescentes florestais de diversos tamanhos – em sua maioria com área inferior a 50 ha (ca. De 83% do número total de fragmentos; Ribeiro *et al.* 2009) – e graus de conservação se encontram inseridos em uma matriz predominantemente agropastoril.

O presente Capítulo tem como objetivo investigar a sensibilidade das aves frugívoras em duas paisagens fragmentadas do alto rio Paraná (ARP). Embora contíguas, elas diferem quanto a alguns aspectos da vegetação e aos processos de fragmentação. Sendo assim, espera-se encontrar espécies de aves frugívoras com diferentes sensibilidades nestas paisagens, apesar da proximidade entre elas. Também se investigou variações na sensibilidade de aves em outras paisagens fragmentadas de floresta estacional semidecidual, com base em estudos desenvolvidos por outros autores. As seguintes questões foram ainda abordadas: (1) qual proporção das aves frugívoras se mostra sensível à fragmentação e perda de habitat nos dois contextos analisados? (3) quais características podem ser consideradas associadas à sensibilidade das espécies frugívoras do ARP?

MÉTODOS

Área de Estudo. O estudo foi desenvolvido no ARP, divisa entre os estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. O ARP, que integra a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (RBMA/UNESCO; <http://www.rbma.org.br>), é demarcado como área de conservação prioritária com extrema importância biológica geral e de alta importância biológica para a avifauna (MMA/SBF 2002, 2003). O ARP foi designado pelo Governo Federal como Área de Proteção Ambiental (APA) das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, que compreende áreas nos estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. A região da foz do Rio Ivinhema – um importante tributário do rio Paraná em sua margem sul-mato-grossense –, também incluída na APA, pertence ainda ao Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema. Desde 1999, o ARP tem sido estudado no âmbito do Programa de Ecologia de Longa Duração (PELD-site 6; Agostinho *et al.* 2002, 2004), que compreende um grupo de mais de 40 pesquisadores estudando os aspectos físicos, biológicos e sociais da região; a avifauna é um dos grupos abordados no PELD-site 6.

O clima da região é subtropical úmido (Cfa), com influência do clima tropical com estação seca de inverno (Aw), considerando que a região se encontra em uma zona de transição entre estes (Kottek 2006). A temperatura média anual é de 22°C (média no verão de 26°C e no inverno de 19°C) e a pluviosidade média anual é de 1500 mm (Centrais Elétricas do Sul do Brasil, 1986). A área, pertencente à Floresta Atlântica, está numa zona de contato entre a floresta estacional semidecidual e o Cerrado. Situa-se ainda numa zona de transição entre as zonas zoogeográficas da Floresta Atlântica e Centro Sul Americana (*sensu* Stotz *et al.* 1996). A vegetação muda gradualmente da floresta estacional semidecidual na margem paranaense do rio para florestas com maior influência do Cerrado à medida que se adentra o Mato Grosso do Sul (Campos & Souza 1997, Ab' Saber 2003, Souza *et al.* 2004). Algumas das espécies típicas deste bioma encontradas são a copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf.), o angico-cascudo (*Anadenanthera peregrina* (L.) Speg.) e o chá-de-bugre (*Cordia sellowiana* Cham.) (Campos & Souza 1997).

O relevo da região é marcado por clara assimetria entre a duas margens do rio Paraná (Anjos & Seger 1988, Souza-Filho & Stevaux 1997). Na margem paranaense, o terreno é mais elevado, formando um barranco. Esta margem é caracterizada por colinas de topos convexos ou planos, com altitudes que variam entre 500 m, no divisor de águas, e 250 m nas proximidades do rio Paraná (Souza-Filho & Stevaux 1997). A margem do rio apresenta paredões com rocha exposta e eventuais faixas estreitas de planície aluvial. A floresta

estacional semidecidual que cobria o oeste, o noroeste e o norte do Estado do Paraná era contínua com a da costa (Ab'Sáber 2003, Di Bitteti *et al.* 2003).

Na margem sul-mato-grossense, o terreno é, de forma geral, mais baixo, de modo que existe uma extensa planície alagável; a vegetação está, portanto, sob maior influência do regime de cheias do rio (Souza-Filho & Stevaux 1997, Campos & Souza 1997). A planície alagável propriamente dita apresenta elevação entre 230 e 240 m e ocupa uma faixa de cerca de 230 km de extensão ao longo do rio (Agostinho *et al.* 2002). O ambiente terrestre e o aquático formam um complexo mosaico de habitats, que inclui florestas secas e alagáveis, faixas de vegetação ripária, campos úmidos e secos (naturais e criados pela ação humana) e florestas de buritis em alguns trechos (Campos & Souza 1997, Souza *et al.* 2004).

A vegetação florestal, naturalmente confinada às partes mais altas das ilhas, aos diques de canais secundários e à margem esquerda do rio Paraná, mais elevada, foi submetida a intenso desmatamento. Atualmente, a cobertura florestal original encontra-se reduzida a pequenos remanescentes situados nas áreas próximas ao leito do rio Paraná e nas ilhas (Campos & Souza 1997), inseridos em uma paisagem onde predominam áreas agrícolas e pastagens. Poucos remanescentes excedem 300 ha, (Straube *et al.* 1996) e suas áreas somadas alcançam cerca de 1% da cobertura original da região (Campos & Souza 1997).

A heterogeneidade florística no ARP é relativamente alta; de modo geral, há baixa similaridade entre as manchas de floresta encontradas na região (13-54%; Souza *et al.* 1997, 2004, Romagnolo & Souza 2000). Algumas das famílias de plantas de maior representatividade em número de espécies são Myrtaceae e Rubiaceae (Souza *et al.* 1997), conhecidamente importantes para a avifauna frugívora; juntas, estas famílias abrigam cerca de 10% das fanerógamas identificadas na região (Souza *et al.* 1997).

O estudo foi desenvolvido em oito remanescentes florestais, situados em propriedades privadas ou no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema. Em cada margem, foram amostrados dois remanescentes grandes (417-730 ha) e dois pequenos (72-115 ha) (Figura 1). Na margem paranaense, os remanescentes estão inseridos em uma matriz composta principalmente por pastagens e culturas agrícolas. Na margem sul-matogrossense, em que a ocorrência das florestas é influenciada pelo regime de cheias da planície alagável, eles se encontram inseridos numa matriz formada por um mosaico de pequenos capões de floresta, pastagens, capoeiras e várzeas naturais.

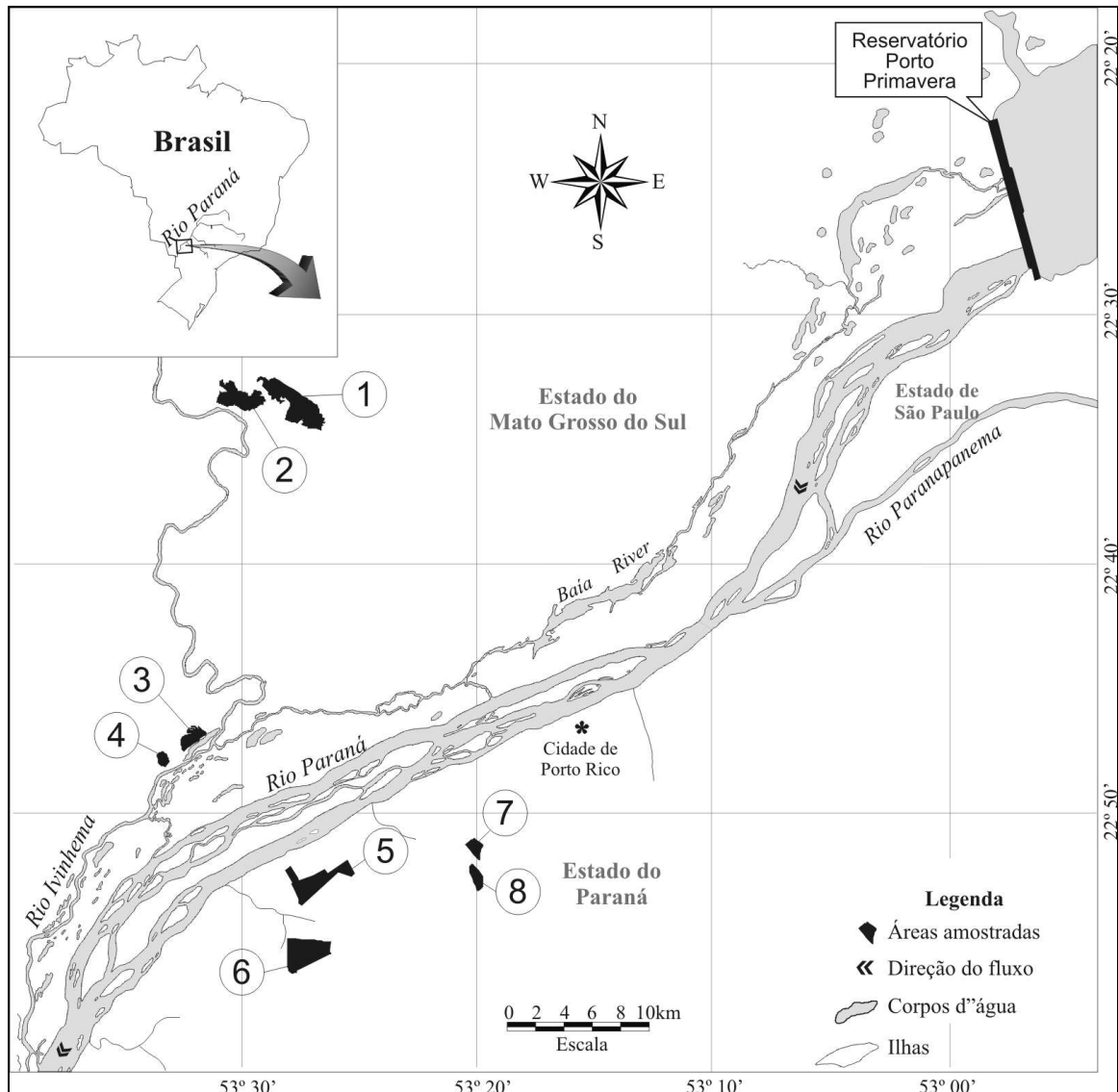


Figura 1. Localização da Área de Estudo no Alto rio Paraná, divisa entre os Estados do Mato Grosso do Sul (MS) e Paraná (PR), mostrando os fragmentos florestais analisados em cada margem do rio. MS: (1) e (2) Fazenda Bandeirantes, Nova Andradina, 730 e 417 ha, respectivamente; (3) e (4) Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS, 174 e 72 ha. PR: (5) Fazenda Bello, Querência do Norte, 536 ha; (6) RPPN Santa Francisca, Querência do Norte, e 551ha; (7) e (8) Fazenda Divina Pastora, Porto Rico, 115 e 102ha.

Amostragem das aves. Os dados sobre a avifauna foram obtidos pelo método de amostragem por pontos, que consiste no registro de contatos com as aves em pontos durante um período de tempo padrão e pré-determinado (Blondel *et al.* 1970, Vielliard & Silva 1990, Anjos *et al.* 2008). Um contato é definido como um registro visual ou aural de um indivíduo ou bando de aves de uma dada espécie.

Em cada remanescente, seis pontos foram distribuídos ao longo de uma transecção de 1.000 m de comprimento, respeitando uma distância mínima de 50 m a partir da borda do remanescente. A distância entre pontos foi de 200 m, seguindo um procedimento padrão e o tempo de permanência em cada ponto foi de 15 minutos, com tempo igual de deslocamento entre dois pontos. Seis dias de amostragem (distribuídos em três visitas) foram conduzidos em cada remanescente. O trabalho de campo foi realizado durante a estação úmida (primavera-verão de 2006), sempre no período da manhã, iniciando com as primeiras vocalizações das aves e terminando duas horas e 45 minutos depois.

Foram consideradas no presente estudo as espécies de aves pertencentes às seguintes famílias: Tinamidae, Cracidae, Odontophoridae, Columbidae, Psittacidae, Trogonidae, Ramphastidae, Cotingidae, Pipridae, Tityridae, Turdidae, Thraupidae e Fringillidae. Estas famílias são predominantemente frugívoras ou frugívoras-insetívoras (Del Hoyo *et al.* 1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2004, 2005, Isler & Isler 1999) e contemplam a maioria das espécies florestais consumidoras de frutos e/ou sementes no ARP; juntas, contabilizam 61 espécies que ocupam os habitats florestais. A classificação taxonômica das aves segue o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2008).

Sensibilidade das espécies no ARP. Em cada margem, a classificação das espécies em sensível ou não sensível foi feita com base na ocorrência e abundância destas nos remanescentes grandes e pequenos. Foram consideradas sensíveis as espécies que (1) ocorreram apenas nos remanescentes grandes ou (2) ocorreram nas duas classes de tamanho, mas tiveram abundância significativamente menor nos remanescentes pequenos. Espécies que ocorreram nos remanescentes grandes e pequenos com abundância semelhante foram consideradas não sensíveis. Em adição, as espécies não registradas no conjunto de remanescentes estudados e que não contam com registros nos últimos dez anos para a região foram consideradas localmente extintas (veja Mendonça *et al.* 2009).

Para avaliar se a sensibilidade das espécies é influenciada por características ecológicas, as espécies foram classificadas com relação a: (1) posição do ARP em relação à borda de distribuição geográfica da espécie; (2) distribuição geográfica; (3) endemismo; (4)

tolerância ao ambiente de borda de floresta; (5) presença em habitats alterados pela ação humana; (6) número de tipos de habitats ocupados e (7) porte (massa corporal).

A classificação das espécies quanto à posição do ARP em relação à borda de suas distribuições geográficas foi definida a partir de mapas de distribuição das espécies (Ridgely *et al.* 2007), medindo-se a distância entre o ponto aproximadamente médio da área de estudo e a borda mais próxima da distribuição da espécie. Esta estimativa foi feita com auxílio do programa ArcExplorer 9.2. Para espécies cuja distribuição apresentada em Ridgely *et al.* (2007) não inclui a área de estudo, foi adotado valor zero para a distancia da borda, assumindo que o registro da espécie neste local determina um novo limite de sua distribuição. Foram consideradas duas classes de distância: até 250 km e acima de 250 km.

A distribuição geográfica foi baseada na ocorrência das espécies nas 22 zonas zoogeográficas da região Neotropical citadas por Stotz *et al.* (1996), de acordo com os dados apresentados em Parker III *et al.* (1996). Espécies com distribuição considerada restrita à região zoogeográfica da Floresta Atlântica (ATL) (Parker III *et al.* 1996) foram consideradas endêmicas.

Com base nas informações apresentadas em Parker III *et al.* (1996) e Del Hoyo *et al.* (1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2004, 2005), as espécies foram classificadas como tolerantes ou não tolerantes ao ambiente de borda. Espécies capazes de ocupar habitats alterados ou criados pela ação antrópica, como florestas secundárias, capoeiras secundárias, pastagens e áreas agrícolas (habitats F15, N13 e N14 sensu Parker III *et al.* 1996) foram consideradas tolerantes aos habitats alterados pela ação humana. O número de tipos de habitat ocupados pelas espécies foi determinado a partir de Parker III *et al.* (1996) e utilizado como uma medida da flexibilidade das espécies no uso do habitat. Espécies com massa corporal igual ou inferior a 50g foram consideradas de pequeno porte, as com massa entre 51g e 150g foram consideradas de médio porte e as com massa superior a 150g de grande porte. Esta classificação foi feita com base nos maiores valores registrados na literatura, independente do sexo (Del Hoyo *et al.* 1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2004, 2005, Isler & Isler 1999).

Variações na sensibilidade à fragmentação florestal. Buscou-se avaliar variações na sensibilidade de aves frugívoras do ARP, considerando os dados obtidos na área de estudo e em outras cinco paisagens de floresta estacional semidecidual (Figura 2): norte do Paraná (Paraná; Anjos 2006), Pontal do Paranapanema (São Paulo; Uezu 2006), Anhembi, (São Paulo; Antunes 2005, complementado com Willis 1979), Viçosa (Minas Gerais; Ribon *et al.* 2003) e Lagoa Santa (Minas Gerais; Christiansen & Pitter 1997).

Para a comparação dos padrões de sensibilidade, as espécies localmente extintas e as sensíveis foram analisadas em conjunto. Para o ARP, considerou-se as espécies identificadas no presente estudo como sensíveis em cada margem do rio Paraná, bem como as citadas por Mendonça *et al.* (2009) como potencialmente extintas na região. Estas espécies foram consideradas localmente extintas nos conjuntos de remanescentes analisados em cada margem. Para as demais paisagens, a classificação foi feita com base nas informações apresentadas nos estudos publicados.

Buscando-se uma padronização, considerou-se como sensíveis as espécies classificadas pelos autores como com alta sensibilidade (Anjos 2006), criticamente ameaçadas ou vulneráveis (Ribon *et al.* 2003), altamente afetadas ou afetadas (Uezu 2006) ou que apresentaram reduções populacionais (Christiansen & Pitter 1997, Antunes 2005). Em Anhembi, Willis (1979) apontou para a possível extinção local de algumas espécies. Estas espécies, que também não foram observadas por Antunes (2005) foram consideradas localmente extintas no presente trabalho. A sensibilidade foi considerada congruente quando a espécie foi identificada com o mesmo padrão de sensibilidade em pelo menos 80% das localidades em que foi mencionada. Três categorias foram consideradas: congruente sensível (CS), congruente não sensível (CN) e incongruente (IN).

Considerando a classificação das espécies nas diferentes paisagens (localmente extinta, sensível, não sensível) e o número de paisagens em que a espécie ocorreu, construiu-se um *ranking* de espécies sensíveis na floresta estacional semidecidual. Em cada paisagem, espécies não sensíveis receberam um ponto, as sensíveis foram pontuadas com dois e as localmente extintas com três pontos. A posição de cada espécie neste *ranking* foi definida com base na soma dos pontos para o conjunto de paisagens, dividido pelo número de paisagens em que ela ocorreu. De acordo com este critério, espécies classificadas apenas como não sensíveis apresentam a menor pontuação (1,0) e aquelas apontadas como localmente extintas em todas as paisagens em que ocorreu apresentam pontuação máxima (3,0). Analisou-se ainda a influência da pontuação das espécies no *ranking* e de características (distribuição geográfica, endemismo, tolerância a borda, ocorrência em habitats alterados, porte e grupo taxonômico) destas na congruência entre os padrões de sensibilidade.

Em cada margem, diferenças na abundância das espécies entre remanescentes grandes e pequenos foram avaliadas com teste G, considerando o número total de contatos em cada classe de tamanho. Análise de contingência $R \times C$ (qui-quadrado) foi utilizada para comparar a proporção de espécies sensíveis e não sensíveis entre as margens. A mesma análise foi utilizada para comparar espécies sensíveis e não sensíveis com relação a cada

característica considerada. Avaliou-se a significância entre o número de espécies nas diferentes categorias, considerando alfa igual ou inferior a 0,05. A influência da pontuação das espécies no *ranking* e de características ecológicas destas na congruência entre os padrões de sensibilidade observados para cada espécie nas diferentes paisagens foi analisada com Análise de Componentes Principais (PCA). Considerou-se ainda como uma variável o grupo taxonômico ao qual as espécies pertencem. Os *scores* gerados para as espécies nos eixos da PCA foram submetidos à análise de variância não paramétrica (Kruskall-Wallis) para testar diferenças entre os grupos CS, CN e IN.

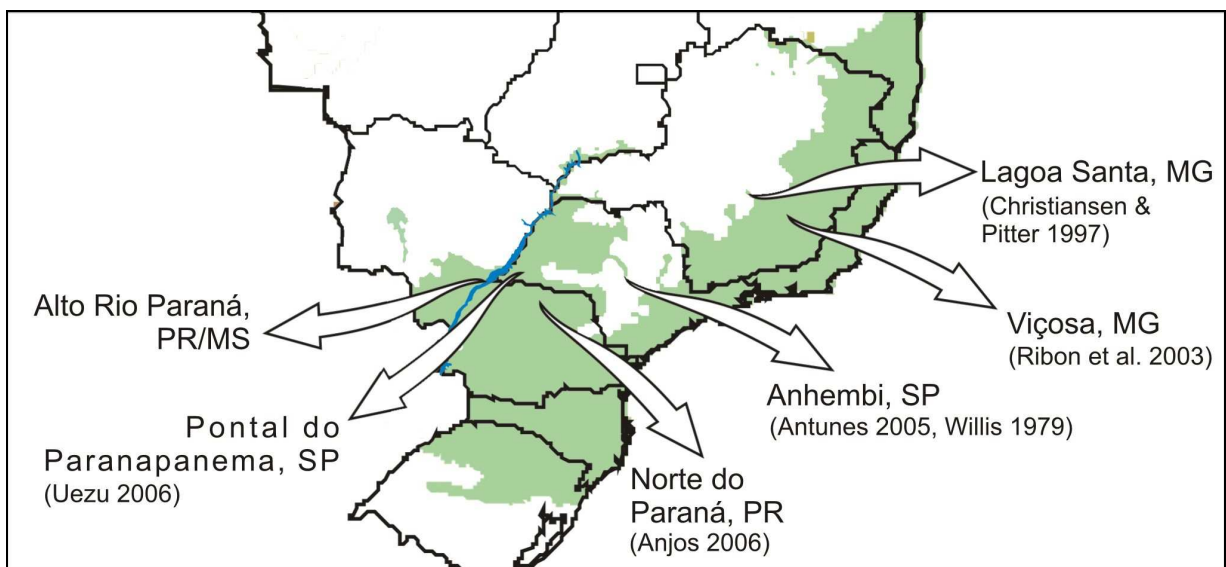


Figura 2. Paisagens de floresta estacional semidecidual consideradas para a comparação da sensibilidade de espécies de aves frugívoras.

RESULTADOS

Foram registradas 45 espécies nos oito remanescentes estudados nas margens paranaense e sul-mato-grossense do ARP. Destas, foram desconsideradas nas análises dez espécies: (1) características de áreas abertas e que raramente freqüentam florestas: *Crypturellus parvirostris*, *Rynchotus rufescens* e *Columbina talpacoti*; (2) registradas apenas fora dos pontos: *Crax fasciolata*, *Brotogeris chiriri* e *Forpus xanthopterygius*; (3) que tiveram um único registro nos pontos amostrados, considerando todos os remanescentes estudados: *Claravis pretiosa*, *Aratinga aurea*, *Turdus subalaris* e *Hemithraupis guira*.

Das 35 espécies analisadas, onze (31%) foram consideradas sensíveis à fragmentação florestal em pelo menos uma das margens do ARP. Observou-se elevada proporção (45%) de espécies de Psittacidae dentre estas; quatro, das cinco espécies da família registradas nos remanescentes foram consideradas sensíveis. A proporção de espécies nas classes sensível/não sensível não diferiu entre as margens (qui-quadrado = 1,27; $p = 0,26$). Na margem sul-mato-grossense, das 33 espécies registradas, cinco (15%) foram identificadas como sensíveis (*Geotrygon montana*, *Ara chloropterus*, *Pyrrhura frontalis*, *Amazona aestiva* e *Procnias nudicollis*). Na margem paranaense, foram registradas 30 espécies, sendo oito (27%) identificadas como sensíveis (*Crypturellus tataupa*, *G. montana*, *P. frontalis*, *Primolius maracana*, *Pionus maximiliani*, *Trogon rufus*, *Pteroglossus castanotis* e *Tangara cayana*). Quatro espécies mostraram respostas à fragmentação diferentes nas margens do ARP: *A. aestiva* foi considerada sensível na margem sul-mato-grossense e não sensível na paranaense, enquanto *C. tataupa*, *P. maximiliani* e *P. castanotis* exibiram o padrão oposto. As demais espécies sensíveis ocorreram em apenas uma das margens.

Das 61 espécies de aves frugívoras florestais citadas para o ARP, 13 (21%) podem ter sido localmente extintas: *Tinamus solitarius*, *Crypturellus obsoletus*, *Aburria jacutinga*, *Odontophorus capueira*, *Pteroglossus bailloni*, *Ramphastos dicolorus*, *Selenidera maculirostris*, *Pachyramphus castaneus*, *Chiroxiphia caudata*, *Manacus manacus*, *Neopelma pallescens*, *Tachyphonus coronatus* e *Tachyphonus rufus*. Estas espécies, em conjunto com as identificadas como sensíveis representam 39% da avifauna frugívora florestal da região.

Características das espécies. As espécies sensíveis (i.e. assim identificadas em pelo menos uma das margens do ARP), comparadas às não sensíveis, ocorreram em um menor número de regiões zoogeográficas, apresentaram baixa tolerância à borda e a ambientes alterados pela ação humana e menor proporção de espécies de pequeno porte. A posição da área de estudo em relação ao limite de distribuição geográfica das espécies mostrou-se marginalmente significativa; aves frugívoras a mais de 250 km de suas bordas de distribuição estiveram mais bem representadas dentre as não sensíveis (Tabela 1). Ao se incluírem na análise as espécies extintas na região, verificou-se que estas apresentaram elevadas proporções de espécies próximas (i.e. a menos de 250 km) de suas bordas de distribuição, com distribuição mais restrita, endêmicas, e/ou com baixa tolerância a borda e a ambientes alterados pela ação humana (Tabela 1).

Tabela 1. Número de espécies localmente extintas (E), sensíveis (S) e não sensíveis (N) no Alto rio Paraná em cada classe de características consideradas.

Característica	E	S	N	C-Q
Borda de distribuição geográfica				
A até 250 km	11	6	6	^a $\chi^2 = 2,92$; p = 0,087
A mais de 250km	2	5	18	^b $\chi^2 = 12,3$; p = 0,002
Número de regiões zoogeográficas				
Até duas	8	5	2	^a $\chi^2 = 6,50$; p = 0,011
Mais de duas	5	6	22	^b $\chi^2 = 12,5$; p = 0,002
Endemismo				
Endêmicas	8	2	1	^a $\chi^2 = 1,89$; p = 0,17
Não endêmicas	5	9	23	^b $\chi^2 = 15,9$; p = 0,001
Tolerância à borda florestal				
Sim	5	6	23	^a $\chi^2 = 9,05$; p = 0,003
Não	8	5	1	^b $\chi^2 = 15,3$; p = 0,001
Presença em habitats alterados				
Sim	5	3	20	^a $\chi^2 = 10,5$ p = 0,001
Não	8	8	4	^b $\chi^2 = 12,6$; p = 0,002
Especificidade de habitat				
Até dois tipos	7	4	4	^a $\chi^2 = 1,66$; p = 0,20
Mais de dois tipos	6	7	20	^b $\chi^2 = 5,60$; p = 0,061
Porte				
Pequeno	6	1	12	^a $\chi^2 = 6,76$; p = 0,034
Médio	0	2	5	^b $\chi^2 = 9,39$; p = 0,052
Grande	7	8	7	

a. Considerando apenas as espécies sensíveis e não sensíveis; b. Considerando os três grupos de espécies

Sensibilidade das espécies em diferentes paisagens de Floresta Atlântica. A proporção de espécies frugívoras localmente extintas nas paisagens de floresta estacional semidecidual analisadas (ARP, Norte do Paraná, Pontal do Paranapanema, Anhembi, Viçosa e Lagoa Santa) foi de cerca de 20% (20-23%). Já a proporção de espécies consideradas sensíveis variou entre 11% em Anhembi e 49% no Pontal do Paranapanema. A comparação do padrão de sensibilidade obtido para o ARP com o apresentado para outras paisagens foi possível para 45 espécies. Verificou-se que 30 destas (67%) apresentaram padrão de sensibilidade semelhante onde ocorreram, sendo a maioria destas (20 espécies) não sensíveis (CN). Dez espécies mostraram padrão de sensibilidade do tipo CS: *T. solitarius*, *A. jacutinga*, *O. capueira*, *G. montana*, *P. bailloni*, *R. dicolorus*, *S. maculirostris*, *T. rufus*, *P. nudicollis*, *Manacus manacus*. As outras 15 espécies apresentaram variações nos níveis de sensibilidade (Tabela 2).

A análise de componentes principais indicou que a sensibilidade e a congruência entre os padrões observados nas diferentes paisagens estiveram associadas à pontuação das espécies no *ranking* de espécies sensíveis e às características ecológicas destas (Figura 3). Os três primeiros eixos explicaram 79% da variância total dos dados. O primeiro eixo (CP 1; autovalor = 4,85) explicou 54% da variância e esteve correlacionado positivamente ao número de tipos de habitat ocupados e negativamente à pontuação das espécies no *ranking*, endemismo, tolerância a borda e a ambientes alterados pela ação humana. O segundo (CP 2; 1,49) explicou 17% da variância e esteve positivamente correlacionado ao grupo taxonômico. Os *scores* gerados para as espécies CS, CN e IN foram significativamente diferentes para o primeiro eixo da PCA ($H_{2,45} = 23,7$; $p = 0,00001$).

De modo geral, espécies sensíveis ou extintas em pelo menos 80% das paisagens em que foram citadas apresentaram as maiores pontuações no *ranking* e, com exceção de *T. rufus*, *M. manacus* e *G. montana* exibiram todas as características contempladas no estudo: elevada massa corporal, endemismo, baixa tolerância ao ambiente de borda e/ou a habitats alterados e baixa plasticidade no uso dos habitats. Em contraste, as espécies com padrão de sensibilidade do tipo CN ocorrem em um maior número de regiões zoogeográficas, não tendo sido observada nenhuma espécie endêmica neste grupo; podem ocupar as bordas das florestas e, de modo geral, os habitats alterados. As espécies cuja sensibilidade se mostrou variável entre as paisagens ocuparam posições intermediárias entre os dois extremos, tanto no que se refere à posição no *ranking* quanto às suas características (Tabela 2, Figura 3).

Tabela 2. Sensibilidade de espécies de aves frugívoras em diferentes paisagens de floresta estacional semidecidual, indicando sua pontuação no *ranking* de espécies sensíveis neste tipo de formação florestal (RkSens) e características ecológicas das espécies: porte, tolerância à borda (Bor), ocorrência em habitats alterados (Alt), Número de tipos de habitat que ocupa (Hab), Número de regiões zoogeográficas em que ocorre (Zoo) e endemismo (End). (E) Indica espécies localmente extintas, (S) sensíveis e (N) não sensíveis. Espécies ordenadas de acordo com sua pontuação no *ranking* de espécies sensíveis.

Espécies	Código	ARP-MS ^a	ARP-PR ^b	NPR ^c	PPN ^d	ANH ^e	LSA ^f	VIC ^g	RkSens	Porte ¹	Zoo ²	End ³	Bor ⁴	Alt ⁵	Hab ⁶
<i>Aburria jacutinga</i>	AbuJacu	E	E			E			3,00	G	1	+			2
<i>Tinamus solitarius</i>	TinSoli	E	E	S	S	E		E	2,67	G	1	+			1
<i>Selenidera maculirostris</i>	SelMacu	E	E	N		E	E	E	2,67	G	1	+			2
<i>Odontophorus capueira</i>	OndCapu	E	E		S	S	E	E	2,67	G	1	+			2
<i>Ramphastos dicolorus</i>	RamDico	E	E	N		E	E		2,60	G	1	+			2
<i>Pteroglossus bailloni</i>	PteBail	E	E	S		E		S	2,60	G	1	+			2
<i>Procnias nudicollis</i>	ProNudi	S			S	E	E	E	2,60	G	1	+			2
<i>Neopelma pallescens</i>	NeoPale	E	E				N		2,33	P	3				3
<i>Trogon rufus</i>	TroRufu		S	S	S	S		E	2,20	M	5		+	+	2
<i>Pachyrhamphus castaneus</i>	PacCast	E	E	N		N		E	2,20	P	8		+	+	4
<i>Manacus manacus</i>	ManMan	E	E		S	N		S	2,20	P	6		+	+	4
<i>Geotrygon montana</i>	GeoMont	S	S	N		E		S	2,00	G	15				3
<i>Chiroxiphia caudata</i>	ChiCaud	E	E	N	S	N	E	N	2,00	P	1	+	+	+	3
<i>Pyrrhura frontalis</i>	PyrFron	S	S	N	S	S	N	E	1,86	M	1	+			3
<i>Crypturellus obsoletus</i>	CryObso	E	E	N	S	N	N	S	1,86	G	4				2
<i>Cissopis leverianus</i>	CisLeve	N	N	N	S	E	E	S	1,86	M	4		+	+	3
<i>Tachyphonus coronatus</i>	TacCoro	E	E	N		N		N	1,80	P	1	+	+	+	3
<i>Primolius maracana</i>	PriMara	N	S	S		N		S	1,60	G	2		+		2
<i>Crypturellus undulatus</i>	CryUndu	N		S					1,50	G	3		+	+	4
<i>Ara chloropterus</i>	AraChlo	S			N				1,50	G	8				2
<i>Tangara cayana</i>	TanCaya		S			N	N		1,33	P	5		+		5
<i>Pteroglossus castanotis</i>	PteCast	N	S		N				1,33	G	3		+	+	4
<i>Trogon surrucura</i>	TroSurr	N	N	N	S	N	N	S	1,29	M	1	+			2
<i>Pionus maximiliani</i>	PioMaxi	N	S	N	S	N	N	N	1,29	G	2				4
<i>Crypturellus tataupa</i>	CryTata	N	S	N	S	N	N	N	1,29	G	3		+	+	3
<i>Aratinga leucophthalma</i>	AraLeuco	N	N	N	N	N			1,25	G	6		+	+	4
<i>Amazona aestiva</i>	AmaAest	S	N	N	N	N			1,20	G	2		+		4
<i>Pachyrhamphus validus</i>	PacVali	N	N	N		N	N	S	1,17	P	4		+	+	3
<i>Penelope supercilialis</i>	PenSupe	N	N	N	N	N	N	S	1,14	G	3		+		2

<i>Turdus leucomelas</i>	TurLeuc	N	N	N	N	N	N	N	1,00	M	5	+	+	4
<i>Turdus amaurochalinus</i>	TurAmou	N	N	N	N	N	N	N	1,00	M	3	+	+	4
<i>Tityra inquisitor</i>	TitInqu	N	N	N	N	N			1,00	P	6	+	+	2
<i>Tityra cayana</i>	TitCaya	N	N	N	N	N	N		1,00	M	5	+		2
<i>Thraupis sayaca</i>	ThrSaya	N	N	N	N	N	N	N	1,00	P	4	+	+	4
<i>Tersina viridis</i>	TerViri	N	N			N	N		1,00	P	8	+	+	4
<i>Ramphocelus carbo</i>	RamCarb	N	N			N			1,00	P	4	+	+	5
<i>Ramphastos toco</i>	RamToco	N	N		N	N	N		1,00	G	4	+		3
<i>Patagioenas picazuro</i>	PatPica	N	N	N	N	N			1,00	G	3	+	+	3
<i>Patagioenas cayennensis</i>	PatCaye	N		N	N	N			1,00	G	9	+	+	5
<i>Pachyrhamphus polichopterus</i>	PacPoly	N	N	N	N	N	N	N	1,00	P	7	+	+	4
<i>Nemosia pileata</i>	NemPile	N	N			N	N	N	1,00	P	5	+	+	4
<i>Leptotila verreauxi</i>	LepVerr	N	N	N	N	N		N	1,00	G	13	+	+	5
<i>Euphonia chlorotica</i>	EupChlo	N	N	N	N	N	N	N	1,00	P	4	+	+	4
<i>Dacnis cayana</i>	DacCaya	N	N	N		N	N	N	1,00	P	7	+	+	4
<i>Conirostrum speciosum</i>	ConSpec	N	N	N	N	N	N	N	1,00	P	4	+	+	4

^aAlto rio Paraná, margem sul-mato-grossense; ^bAlto rio Paraná, margem paranaense (presente estudo; Mendonça *et al.* no prelo); ^cNorte do Paraná (Anjos 2006); ^dPontal do Paranapanema (Uezu 2006), ^eAnhembi (Antunes 2008); ^fLagoa Santa (Christiansen & Pitter 1997); ^gViçosa (Ribon *et al.* 2003).

¹abreviações: P, pequeno (<50g); M, médio (51-150g); G, grande (>150g).

²Número de regiões zoogeográficas em que a espécie ocorre (Parker III *et al.* 1996).

³O sinal + indica espécie endêmica da Floresta Atlântica (Parker III *et al.* 1996).

⁴O sinal + indica que a espécie é tolerante ao ambiente de borda da floresta

⁵O sinal + indica que a espécie pode ocorrer em habitats alterados pela ação humana (habitats F15, N13 e N14 sensu Parker III *et al.* 1996).

⁶Número de tipos de habitat com base em Parker III *et al.* (1996).

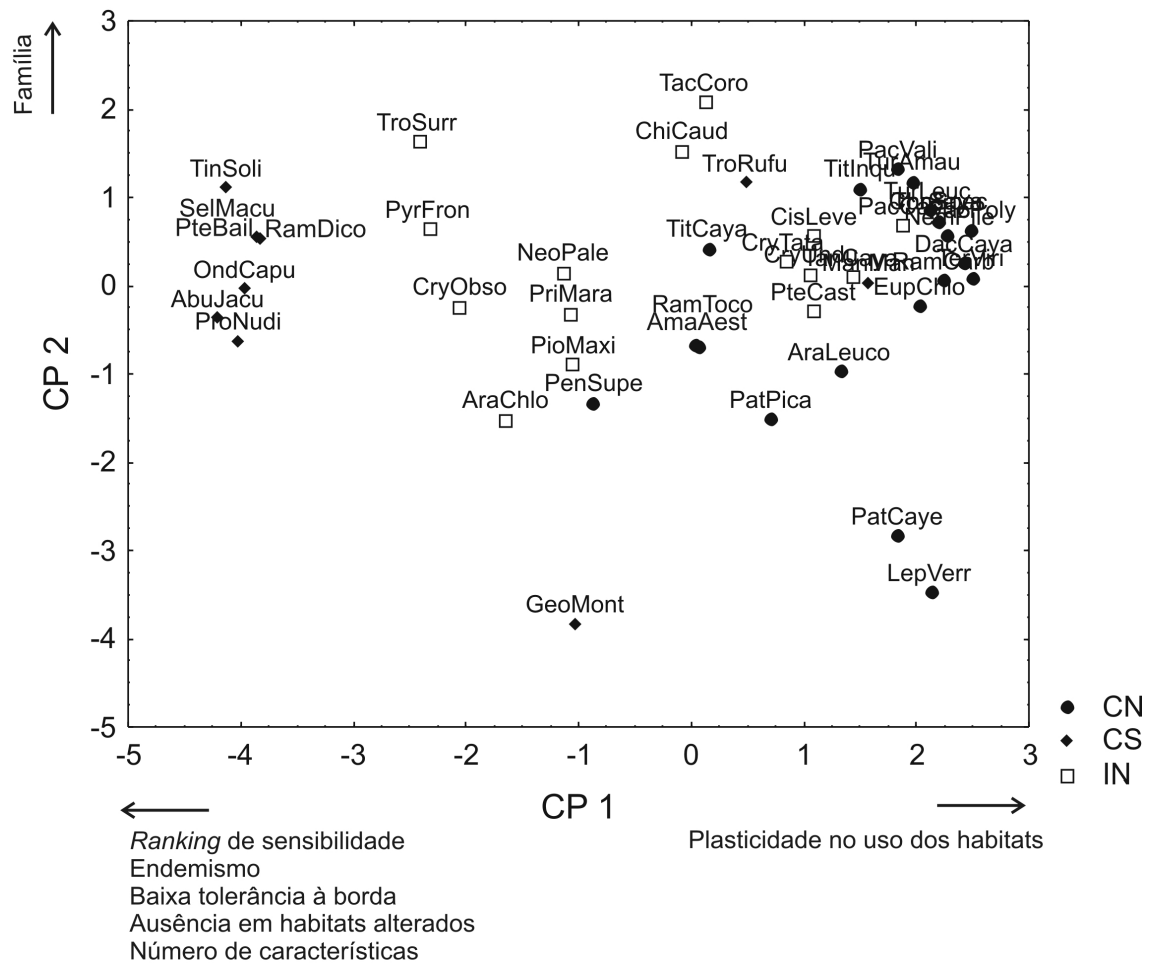


Figura 3. Análise de componentes principais com base na posição no *ranking* e nas características ecológicas das espécies de aves frugívoras do Alto rio Paraná, considerando a classificação destas como sensíveis ou não sensíveis em outras paisagens de floresta estacional semidecidual. Padrões de sensibilidade: (CN) congruente não sensível; (IN) incongruente; (CS) congruente sensível. O código para as espécies segue a Tabela 2.

DISCUSSÃO

Os dados obtidos no presente estudo indicam que a proporção de espécies frugívoras localmente extintas se mantém em torno de 20% nas paisagens fragmentadas analisadas. A parcela de espécies consideradas sensíveis, por sua vez, se mostrou variável, tanto entre a margem sul-mato-grossense e a paranaense do ARP (15% e 27%, respectivamente), quanto entre as diferentes paisagens de Floresta Atlântica analisadas (11-49%). Assim, enquanto em algumas paisagens as espécies frugívoras podem não ser tão sensíveis como o esperado, em outras a proporção de espécies sensíveis pode atingir valores bastante elevados. Além disto, a sensibilidade de parte das espécies analisadas se mostrou variável entre as paisagens consideradas no estudo.

Os resultados aqui apresentados devem ser interpretados se levando em conta o grupo de aves que foi analisado e as limitações na classificação das espécies em categorias tróficas. Quais espécies podem ser consideradas frugívoras em uma dada comunidade? Estudos detalhados sobre a dieta das aves se encontram disponíveis para um número limitado de espécies que ocorrem na Floresta Atlântica (e.g. Galetti & Pizo 1996, Galetti *et al.* 2000, Remsen *et al.* 1993, Pizo *et al.* 2002, Piratelli & Pereira 2002, Manhães 2003, Durães & Marini 2005, Pizo 2007). Como consequência, a classificação das aves pode variar entre autores. Como exemplos, é possível citar *Tityra cayana* e *Tityra inquisitor*, classificadas como frugívoras-insetívoras (Willis 1979), frugívoras (Antunes 2005), onívoras (Antunes 2008) e insetívoras (Donatelli *et al.* 2004).

Uma grande variedade de aves inclui frutos e/ou sementes em suas dietas, mas o grau de frugivoria das espécies é variável; sua determinação depende de informações que nem sempre estão disponíveis, o que dificultou a seleção das espécies a serem incluídas nas análises. No presente estudo, adotou-se o critério taxonômico, considerando as famílias predominantemente frugívoras ou frugívoras-insetívoras. Embora este critério apresente ressalvas e tenha incluído espécies com menor grau de frugivoria (e.g. *Trogon rufus*; Hasui *et al.* 2007, Pizo 2007) ou consideradas predominantemente insetívoras (*Pachyramphus spp.*; eg. Willis 1979), estas representam uma parcela pequena da assembléia de aves analisadas, de forma que acredita-se que os resultados obtidos são consistentes.

De um modo geral, os resultados do presente trabalho são condizentes com os que têm demonstrado que variações na sensibilidade entre espécies de aves podem ser em grande medida explicadas por atributos como distribuição geográfica restrita ou endemismo (Christiansen & Pitter 1997, Purvis *et al.* 2000, Ribon *et al.* 2003, Gage *et al.* 2004, Antunes

2007, Feeley *et al.* 2007, Giraudo *et al.* 2008, Harris & Pimm 2008), proximidade da borda de distribuição (Christiansen & Pitter 1997), especificidade de habitat (Feeley *et al.* 2007, Vergara & Armesto 2009, Urquiza-Haas *et al.* 2009) e dependência do ambiente florestal, baixa tolerância a borda ou a ambientes alterados pela ação antrópica (Brook *et al.* 2003, Anjos 2006, Sekercioglu & Sodhi 2007, Giraudo *et al.* 2008, Lees & Peres 2008).

Espécies de aves frugívoras com padrões de sensibilidade congruentes em diferentes paisagens tenderam a apresentar características ecológicas semelhantes e ocuparam os extremos do *ranking* de espécies sensíveis na floresta estacional semidecidual. Espécies sensíveis em todas as paisagens que ocorreram exibiram, em geral, características associadas à distribuição geográfica restrita e elevados requerimentos de habitat. O oposto foi observado para as espécies identificadas como não sensíveis em todos os casos. Outro aspecto é que mesmo em paisagens fragmentadas contíguas, como as margens do ARP, foi possível identificar espécies com sensibilidades diferentes, o que demonstra a influência das variações nos processos de fragmentação entre paisagens. Em paisagens distantes a frequência de incongruências foi ainda maior. *Crypturellus tataupa* pode ser citada como exemplo. Esta espécie foi considerada sensível na margem paranaense do ARP e no Pontal do Paranapanema (Uezu 2006) e não sensível em outras paisagens, onde tem sido registrada mesmo em fragmentos com área inferior a 50 ha (Christiansen & Pitter 1997, Anjos 2001a, Lopes & Anjos 2006).

Assim, a persistência das espécies em paisagens fragmentadas, bem como a ocupação de remanescentes pequenos, pode ser influenciada pela configuração da paisagem em que estas estão situadas (e.g. distância entre os remanescentes e permeabilidade da matriz; Manu *et al.* 2007, Martensen *et al.* 2008, Laurence 2008, Metzger *et al.* 2009), bem como outras pressões antrópicas às quais estão submetidas (e.g. caça ou captura). Os remanescentes da margem paranaense do ARP estão cercados por pastagens e isolados de outros fragmentos de floresta. Por outro lado, os remanescentes pequenos localizados na margem sul-mato-grossense estão inseridos em uma matriz mais permeável, composta por um mosaico de pequenos capões de floresta, várzeas naturais e pastagens, o que pode explicar a menor proporção de espécies sensíveis nesta margem. Embora determinados atributos das espécies se mostrem importantes na determinação de sua sensibilidade, nem sempre se pode prever a resposta das aves à fragmentação apenas com base nestas (veja Sekercioglu & Sodhi 2007); além disso, características que predizem a sensibilidade das espécies podem depender, por exemplo, daquilo que está causando a ameaça (Purvis *et al.* 2000).

A massa corporal é apontada com frequência como uma das variáveis mais importantes na determinação da sensibilidade das espécies (e.g. Gillespie 2001). Geralmente se considera que as aves de grande porte são mais afetadas pela fragmentação (e.g. Sodhi *et al.* 2006, Urquiza-Haas *et al.* 2009), possivelmente em virtude de tamanhos populacionais menores, taxas reprodutivas mais baixas e necessidade de áreas de vida mais extensas (Sodhi *et al.* 2004). A investigação da relação entre massa corporal e sensibilidade tem gerado, contudo, resultados contrastantes (veja Henle *et al.* 2004, Sekercioglu & Sodhi 2007); é possível que uma maior tendência à extinção e redução populacional das espécies de grande porte possa ser, em grande medida, associada à pressão de caça e captura (Lees & Peres 2008), que tende a ser severa sobre espécies maiores, especialmente de frugívoras como cracídeos, tinamídeos e psitacídeos (Galetti *et al.* 1997, Gillespie 2001, Pizo 2001, Peres & Palacios 2007, Urquiza-Haas *et al.* 2009). Anjos (2006) e Uezu (2006) não encontraram uma tendência clara de maior sensibilidade entre as aves de grande porte e Vergara & Armesto (2009) verificaram, no Chile, que aves com pequena massa corporal foram mais adversamente afetadas pela fragmentação. Brown & Sullivan (2005), por sua vez, observaram que as espécies de aves florestais maiores e menores tenderam a sofrer redução populacional ou desaparecer localmente devido à fragmentação florestal, enquanto as de tamanho intermediário apresentaram o padrão oposto. No que concerne às aves frugívoras, no presente estudo, espécies de pequeno porte tenderam a ser menos sensíveis que as de grande porte e não se encontrou evidência que suportasse a hipótese de que espécies de médio porte tendem a se beneficiar com a fragmentação.

Em contraste ao observado por Marini (2001) em remanescentes florestais do Cerrado, as espécies endêmicas da Floresta Atlântica tenderam a ser mais afetadas negativamente pela fragmentação florestal do que aquelas de distribuição geográfica mais ampla (presente estudo; Christiansen & Pitter 1997, Ribon *et al.* 2003, Santos 2004, Antunes 2007, Giraudo *et al.* 2008). A alta sensibilidade das espécies endêmicas pode ter importantes conseqüências, pois, ao serem extirpadas de suas áreas relativamente restritas de ocorrência, elas se tornariam globalmente extintas e, uma vez que a fragmentação da Floresta Atlântica é extrema, todo o bioma está sendo progressivamente afetado (Giraudo *et al.* 2008).

Antunes (2007) verificou que em uma área de floresta estacional semidecidual, as espécies endêmicas responderam por 53% das extinções locais detectadas e estiveram mais sujeitas a declínios populacionais que as não endêmicas. No ARP, elas contabilizaram 60% das espécies frugívoras potencialmente extintas na região e, com exceção de *Trogon surrucura*, foram consideradas sensíveis ou localmente extintas. As espécies frugívoras

endêmicas do ARP ocorrem, de modo geral, em um número restrito de tipos de habitat, evitam a borda das florestas, normalmente não ocupam os habitats alterados e apresentam suas bordas de distribuição próximas do ARP (exceto *Tachyphonus coronatus*).

O ARP, que está inserido em uma zona de transição entre duas zonas biogeográficas (e biomas), está na periferia da distribuição de 85% das espécies de aves frugívoras florestais que parecem ter sido extintas na região e de mais da metade das consideradas sensíveis em pelo menos uma das margens do rio. Considerando que nestas condições as populações podem estar em seus limites ecológicos e fisiológicos e, com frequência, apresentam baixa densidade (Gaston 2003, Sodhi *et al.* 2004), tem sido sugerido que espécies na periferia de suas distribuições geográficas podem ser mais sensíveis a perda e fragmentação dos habitats (Christiansen & Pitter 1997, Anjos 2006, Mendonça *et al.* no prelo).

Quais espécies são capazes de persistir em paisagens fragmentadas é uma questão fundamental e a prevenção de extinções futuras, bem como a tomada de medidas efetivas de conservação, depende de informações científicas atualizadas sobre as áreas e espécies mais críticas (Bencke *et al.* 2006). Algumas das espécies com maiores pontuações no *ranking* são consideradas globalmente ameaçadas pela *International Union for Conservation of Nature* (IUCN 2008), como *Aburria jacutinga* (ameaçada), *Procnias nudicollis* (vulnerável) e *Tinamus solitarius* (quase-ameaçada). Entretanto, o presente estudo corrobora a observação de que mesmo espécies consideradas não ameaçadas na Floresta Atlântica estão desaparecendo de áreas fragmentadas (Ribon *et al.* 2003). *Odontophorus capueira*, por exemplo, apresentou pontuação elevada no *ranking* e foi considerada extinta em quatro das seis paisagens em que ocorreu e sensível nas restantes.

O fato de que algumas espécies foram extintas em várias localidades indica que a manutenção de grandes áreas de floresta, bem como a proteção efetiva contra a caça e a captura, pode ser crítica para evitar declínios populacionais ou extinções locais. *A. jacutinga*, a espécie com pontuação mais alta no *ranking*, foi extinta nas localidades em que foi citada. Esta espécie, que já fora abundante, desapareceu da maior parte de sua distribuição geográfica devido à perda de habitat e elevada pressão de caça; atualmente, sua ocorrência está praticamente restrita a poucas áreas protegidas (Galetti *et al.* 1997, Straube *et al.* 2004, Birdlife International 2009). *P. nudicollis*, por sua vez, ocorreu apenas no maior remanescente estudado no ARP e não está citada para o Parque Nacional de Ilha Grande (Bencke *et al.* 1996), uma unidade de conservação federal na região do ARP demarcada

como área prioritária para a conservação das aves no Brasil (IBA PR/MS01; Bencke *et al.* 2006).

Demonstrou-se no presente estudo que (1) a resposta destas aves às alterações da paisagem é espécie-específica, em grande parte determinada por suas características ecológicas; (2) os padrões de sensibilidade para uma dada paisagem nem sempre podem ser extrapolados, uma vez que cada paisagem apresenta características peculiares e está submetida a determinado nível de intervenção antrópica; (3) Espécies que exibem várias características associadas à vulnerabilidade, como distribuição restrita, associação estreita ao ambiente florestal, baixa flexibilidade na utilização dos diferentes tipos de habitat e baixa tolerância a ambientes alterados tendem a ser sensíveis ou a se extinguir em um maior número de paisagens. Adicionalmente, a pontuação das espécies no *ranking*, levando em conta tanto os padrões de sensibilidade das espécies quanto à congruência entre estes em diferentes paisagens representa uma ferramenta potencial para apontar espécies cuja conservação se mostra mais crítica.

AGRADECIMENTOS

A Superintendência de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Mato Grosso do Sul (SUPEMA) concederam permissões e apoio logístico para o desenvolvimento dos levantamentos no Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema. Aos proprietários da Fazenda e RPPN Santa Francisca (Querência do Norte, PR), Fazenda Belo III (Querência do Norte, PR) e fazendas Divina Pastora (Porto Rico, PR), Bandeirantes (Nova Andradina, MS), que permitiram o acesso aos fragmentos florestais localizados em suas propriedades e forneceram apoio logístico. Apoio financeiro e/ou logístico foi fornecido pela Universidade Estadual de Maringá (UEM/Nupelia), pela Universidade Estadual de Londrina (UEL) e pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), por meio dos projetos “Monitoramento da Biodiversidade em Bacias Hidrográficas de Mata Atlântica” (CNPq – Assessoria de Cooperação Internacional, Programa Mata Atlântica; UEL) e “A Planície Alagável do Alto rio Paraná: Estruturas e Processos Ambientais” (CNPq – Programa de Ecologia de Longa Duração; UEM/Nupelia). E.V. Lopes participou das atividades de campo. L.B. Mendonça recebeu bolsa de Doutorado (CNPq) por meio do Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da UEM.

REFERÊNCIAS

- Ab'sáber, A. Z. 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. Belo Horizonte, Brasil.
- Agostinho, A. A., L. Rodrigues, L. C. Gomes, S. M. Thomaz, & L. E. Miranda (orgs). 2004. Structure and functioning of the Paraná river and its floodplain. EDUEM, Maringá, Brasil.
- Almeida-Neto, M., F. Campassi, M. Galetti, P. Jordano, & A. Oliveira-Filho. 2008. Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 503–513.
- Anjos, L. 2001a. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 12: 11–27.
- Anjos, L. 2001b. Comunidade de aves florestais: implicações na Conservação. Pp. 17–37 *in* Albuquerque, J. L., J. F. Cândido-Junior, F. C. Straube, & A. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.
- Anjos, L. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic Forest. *Ann. Acad. Bras. Sci.* 76: 429–434.
- Anjos, L. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica* 38: 229–234.
- Anjos L., & C. Seger. 1988. Análise da distribuição das aves em um trecho do rio Paraná, divisa entre os Estados do Paraná e Mato Grosso do Sul. *Arq. Biol. Tecnol.* 31: 603–612.
- Anjos, L., E. V. Lopes, & L. Zanette. 2004. Bird guilds in a fragmented landscape of Atlantic forest, southern Brazil. *Ornitol. Neotrop.* 15: 137–144.
- Anjos, L., G. H. Volpato, L. B. Mendonça, P. P. Serafini, E. V. Lopes, R. Boçon, E. S. Silva, & M. V. Bisheimer. 2008. Métodos de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. *in* Von Matter, S., F. C. Straube, F., I. Accordi, V. Piacentini, & J. F. Cândido Jr. (orgs). *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Technical books, Rio de Janeiro, Brasil.
- 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. Brasil. Ornitol.* 15: 61–68.
- Antunes, A. Z. 2008. Diurnal and seasonal variability in bird counts in a forest fragment in southeastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25: 228–237.
- Bencke, G. A., G. N. Mauricio, P. E. Develey, & J. M. Göerk. 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. SAVE Brasil, São Paulo, Brasil.
- BirdLife International. 2009. Species factsheet: *Pipile jacutinga*. <<http://www.birdlife.org>>.
- Blondel, J., C. Ferry, & 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.
- Brook, B. W., Navjot S. Sodhi & Peter K. L. Ng. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424: 420–423
- Brook, B. W., N. S. Sodhi, & P. K. L. Ng. 2003. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* 424: 420–423.
- Brown , P., & P. J. Sullivan. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos* 111: 1–8.
- 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.
- Centrais Elétricas do Sul do Brasil (ELETROSUL). 1986. Ilha Grande: a vegetação da área de influência do reservatório da Usina Hidrelétrica de Ilha Grande (PR/MS). ELETROSUL, Florianópolis. Levantamento na escala 1:250.000. Relatório de pesquisa.
- Christiansen, M. B., & 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. <<http://www.cbro.org.br>>.
- Del Hoyo, J., A. Elliott, & J. Sargatal. 1992, 1994, 1997, 2001, 2002, 2004, 2005. Handbook of the birds of the world. Volumes 1, 2, 4, 6, 7, 9, 10. Lynx Editions, Barcelona, Espanha.
- Di Bitetti, M. S, G. Placci, & L. A. Dietz. 2003. Uma visão de Biodiversidade para a Ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. World Wildlife Fund, Washington, D.C.

- Donatelli, R. J., T. V. V. Costa, & C. D. Ferreira. 2004. Dinâmica da avifauna em fragmento de mata na Fazenda Rio Claro, Lençóis Paulista, São Paulo, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 21: 97–114.
- Durães, R., & M. A. Marini. 2005. A quantitative assessment of bird diets in the Brazilian Atlantic Forest, with recommendations for future diet studies. *Ornitol. Neotrop.* 16: 85–99.
- Feeley, K. J., T. W. Gillespie, D. J. Lebbin, & H. S. Walter. Species characteristics associated with extinction vulnerability and nestedness rankings of birds in tropical forest fragments. *Anim. Conserv.* 10: 493–501.
- Gage, G. S., M. L. Brooke, M. R. E. Symonds, & D. Wege. 2004. Ecological correlates of the threat of extinction in Neotropical bird species. *Animal Conserv.* 7: 161–168.
- Galetti, M., & M. A. Pizo. 1996. Fruit eating by birds in a forest fragment in southeastern Brazil. *Ararajuba* 4: 71–79.
- Galetti, M., P. Martuscelli, F. Olmos, & A. Aleixo. 1997. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic forest of Brazil. *Biol. Conserv.* 82: 31–39.
- Galetti, M., R. Laps, & M. A. Pizo. 2000. Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic forest of Brazil. *Biotropica* 32: 842–850.
- García, D., & N. P. Chacoff. 2007. Scale-Dependent Effects of Habitat Fragmentation on Hawthorn Pollination, Frugivory, and Seed Predation. *Conserv. Biol.* 21: 400–411.
- Gaston, K. J. 2003. The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Gillespie, T. W. Application of extinction and conservation theories for forest birds in Nicaragua. *Conserv. Biol.* 15: 699–709.
- Giraud, A. R., S. D. Matteucci, J. Alonso, J. Herrera, & R. R. Abramson. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodivers. Conserv.* 17: 1251–1265.
- Göerk, J. M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conserv. Biol.* 11: 112–118.
- Harris, G., & S. L. Pimm. 2008. Range size and extinction risk in forest birds. *Conserv. Biol.* 22: 163–171.
- Hasui, E., V. S. D. Gomes, & W. R. Silva, 2007. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. *Biotropica* 39: 502–509.
- Henle, K., K. F. Davies, M. Kleyer, C. Margules, & J. Settele. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers. Conserv.* 13: 207–251.

- International Union for Conservation of Nature (IUCN). 2008. The IUCN red list of threatened species. <<http://www.iucnredlist.org>>.
- Isler, M. L., & P. R. Isler. 1999. The tanagers: natural history, distribution, and identification. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf, & F. Rubel. 2006. World map of Köppen–Geiger climate classification updated. *Meteorol. Zeitsch.* 15: 259–263.
- Laurence, W. F. 2008. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biol. Conserv.* 141: 1731–1744.
- Lees, A. C., & C. A. Peres. 2008. Avian life history determinants of local extinction risk in a fragmented neotropical forest landscape. *Anim. Conserv.* 11: 128–137.
- Lopes, E. V., & L. Anjos. 2006. A composição da avifauna da Universidade Estadual de Londrina, norte do Paraná, Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 23: 145–156.
- Manhães, M. A. 2003. Dieta de traupíneos (Passeriformes, Emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.* 93: 59–73.
- Manu, S., W. Peach, & W. Cresswell. 2007. The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. *Ibis* 149: 287–297.
- Marini, M. A. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conserv. Intern.* 11: 13–25.
- Marini, M. A., & F. I. Garcia. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade* 1: 95–102.
- Martensen, A.C., R.G. Pimentel, & 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.
- Mendonça, L. B., E. V. Lopes, & L. Anjos. 2009. On the possible extinction of bird species in the Upper Paraná River floodplain, Brazil. *Braz. J. Biol.* 69: 747–755.
- Metzger, J. P., A. C. Martensen, M. Dixo, L. C. Bernacci, M. C. Ribeiro, A. M. G. Teixeira, & R. Pardini. 2009. Time–lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol. Conserv.* 142: 1166–1177.
- Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF). 2002. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Brasil.

- Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas (MMA/SBF). 2003. Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Brasília, Brasil.
- Moran, C., C. P. Catterall, & J. Kanowski. 2009. Reduced dispersal of native plant species as a consequence of the reduced abundance of frugivore species in fragmented rainforest. *Biol. Conserv.* 142: 541–552.
- Morellato, L. P. C., & 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. Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853–858.
- Pardini, R., D. Faria, G. M. Accacio, R. R. Laps, E. Mariano-Neto, M. L. B. Paciencia, M. Dixo, & J. Baumgarten. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biol. Conserv.* 142: 1178–1190.
- Parker III, T. A., D. E. Stotz, & J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distribution databases. Pp. 131–436 *in* Stotz, D. E., J. W. Fitzpatrick, T. A. Parker III & D. K. Moskovits (eds.). *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Illinois, EUA.
- Peres, C.A., & E. Palácios. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39: 304–315.
- Piratelli A., & M. R. Pereira. 2002. Dieta de aves na região leste do Mato Grosso do Sul, Brasil. *Ararajuba* 10: 131–139.
- Pizo, M. A. 2001. A conservação das aves frugívoras. Pp. 49–59 *in* Albuquerque, J. L., J. F. Cândido-Junior, F. C. Straube, & A. Roos (eds.). *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Editora Unisul, Tubarão, Brasil.
- Pizo, M. A. 2007. The relative contribution of fruits and arthropods to the diets of three trogon species (Aves, Trogonidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Rev. Bras. Zool.* 24: 515–517.
- Pizo, M. A., W.R. Silva, M. Galetti, & R. Laps. 2002. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of southeast Brazil. *Ararajuba* 10: 177–185.
- Purvis, A., K. E. Jones, & G. M. Mace. 2000. Extinction. *BioEssays* 22: 1123–1133.
- Remsen Jr., J.V., M. A. Hyde, & A. Chapman. 1993. The diets of neotropical trogons, motmots, barbets and toucans. *Condor* 95: 178–192.

- Ribeiro, M. C. , J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni, & 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, & G. T. Mattos. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv. 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, USA.
- Romagnolo, M. B., & M. C. Souza. 2000. Análise florística e estrutural de florestas ripárias do alto rio Paraná, Taquaruçu, MS. *Acta Bot. Bras.* 14: 163–174.
- Sekercioglu, C. H. 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *TREE* 21: 464–471.
- Sekercioglu, C. H., & N. S. Sodhi. 2007. Conservation Biology: Predicting Birds' Responses to Forest Fragmentation. *Curr. Biol.* 17: 838–840.
- Sekercioglu, C. H., G. C. Daily, & P. R. Ehrlich. 2004. Ecosystem consequences of bird declines. *Proc. Nat. Acad. Sci. (USA)* 101: 18042–18047.
- Silva, J. M. C., & M. Tabarelli. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72–74.
- Sodhi, N. S., K. G. Smith. 2007. Conservation of tropical birds: mission possible? *J. Ornithol.* 148: S305–S309.
- Sodhi, N. S., L. H. Liow, & F. A Bazzaz. 2004. Avian extinctions from tropical and subtropical forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 323–345.
- Sodhi, N. S., T. M. Lee, L. P. Koh, & D. M. Prawiradilaga. 2006. Long-term avifaunal impoverishment in an isolated tropical woodlot. *Conserv. Biol.* 20: 772–779.
- Souza, M. C., J. Cislinski, & M. B. Romagnolo. Levantamento florístico. 1997. Pp. 343–368 *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.
- Souza, M. C., M. B. Romagnolo, & K. K. Kita. 2004. Riparian Vegetation: Ecotones And Plant Communities. Pp. 353–367 *in* Thomaz, S. M., A. A. Agostinho, & N. S. Hahn (eds.). The upper Paraná river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation. Backhuys Publishers, Leiden, Holanda.
- 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, USA.
- 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. *Diversity Distrib.* 15: 88–97.
- Stouffer, P. C., R. O. Bierregaard Jr, C. Strong, & T. E. Lovejoy. 2006. Long-Term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conserv. Biol.* 20: 1212–1223.
- Straube, F. C., A. Urben-Filho, & D. Kajiwara. 2004. Aves. Pp.143–496 *in* Mikich, S. B. & R. S. Bérnils (eds.). Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, Brasil.
- 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.
- Tabarelli, M., & C. A. Peres. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic Forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106: 165–176.
- Tabarelli, M., & C. Gascon. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conserv. Biol.* 19: 734–739.
- Uezu, A. 2006. Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
- Urquiza-Haas, T., C. A. Peres, & P. M. Dolman. 2009. Regional scale effects of human density and forest disturbance on large-bodied vertebrates throughout the Yucatán Peninsula, Mexico. *Biol. Conserv.* 142: 134–148.
- Vergara, P. M., & J. J. Armesto. 2009. Responses of Chilean forest birds to anthropogenic habitat fragmentation across spatial scales. *Landsc. Ecol.* 24: 25–38.
- 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.
- Willis, E. O. 1979. The composition on avian communities in remanescents woodlots in southern Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* 33: 1–25.