



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

BARBARA ROCHA ARAKAKI

**O POTENCIAL DE DISPERSÃO DE SEMENTES POR AVES
EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL NO SUL DO BRASIL**

Londrina
2011

BARBARA ROCHA ARAKAKI

**O POTENCIAL DE DISPERSÃO DE SEMENTES POR AVES
EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL
SEMIDECIDUAL NO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, do Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, da Universidade Estadual de Londrina, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Luiz dos Anjos

Londrina
2011

**Catálogo elaborado pela Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central da
Universidade Estadual de Londrina.**

Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)

A659p Arakaki, Barbara Rocha.

O potencial de dispersão de sementes por aves em fragmentos de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil / Barbara Rocha Arakaki. – Londrina, 2011.
43 f. : il.

Orientador: Luiz dos Anjos.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2011.

Inclui bibliografia.

1. Ave – Mata Atlântica – Teses. 2. Sementes – Disseminação – Ave – Teses. 3. Ave – Alimento – Teses. 4. Reflorestamento – Brasil, Sul – Teses. I. Anjos, Luiz dos. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 598.2(816.2/.5)



COORDENADORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
DIRETORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
Divisão de Admissão e Registro

PROGRAMA DE MESTRADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Discente: Bárbara Rocha Arakaki

Título: "O potencial de dispersão de sementes por aves em fragmentos de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil".

Data da Defesa: 07 de abril de 2011 - 09:00 hs, na sala de aula do Mestrado de Ciências Biológicas do Centro de Ciências Biológicas, desta Universidade.

Banca Examinadora

Parecer

Dr. Luiz dos Anjos

Aprovada

Dra. Sandra Maria Hartz

Aprovada

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

APROVADA

Parecer Final

Aprovado

Dr. Luiz dos Anjos

Dra. Sandra Maria Hartz

Dr. José Marcelo Domingues Torezan

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo.

Ao Luiz dos Anjos, pela orientação, paciência, dedicação e disposição em sempre me ajudar ao longo destes anos de trabalho.

Aos professores Sandra M. Hartz e José Marcelo D. Torezan, por aceitarem participar como membros da banca.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas.

Aos professores Sandra C. dos Anjos e Valdir Zucareli e à Alba L. Cavaleiro, pela ajuda no projeto inicial do mestrado.

Ao Ed, pela amizade e dedicação desde os tempos da graduação.

Ao professor Luis F. Silveira pelo acesso aos espécimes do MZUSP e aos seus alunos pela ajuda no laboratório.

À CAPES, pelo apoio financeiro, no formato de bolsa.

Aos alunos do Laboratório de Ornitologia e Bioacústica, pela companhia nas idas a campo e pela amizade, principalmente à Gabriela e à Nayara.

Aos meus queridos amigos Bianca, Fabiano, Marcinho, Gabi, Camila, Belíssima, Carol, Marcelinho, Manu, Luis e Tati por estarem sempre presentes e terem dividido comigo os bons e maus momentos.

Finalmente, mas de grande importância, agradeço à minha família. Ao meu pai Nelson, minha mãe Raquel, minhas irmãs Kelly e Paloma e meu irmão Rafael. Pelo amor, suporte e apoio incondicionais. Muito obrigada!

ARAKAKI, Barbara Rocha. **O potencial de dispersão de sementes por aves em fragmentos de floresta estacional semidecidual no sul do Brasil.** 2011. 43 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

RESUMO

A fragmentação florestal pode influenciar a abundância de aves que se alimentam de frutos nos remanescentes florestais, com consequências na dispersão de sementes. Utilizando uma técnica chamada “Rank Occupancy-Abundance Profiles (ROAPs),” foram comparados os padrões de distribuição de abundância destas espécies de aves em fragmentos florestais de diversos tamanhos e níveis de isolamento na região sul da floresta Atlântica Brasileira para avaliar o potencial dessas aves como dispersoras de sementes. Além disto, em uma Unidade de Conservação da região, verificou-se se as espécies de aves com maiores populações se alimentam dos frutos de espécies de árvores que apresentam maior densidade e analisou-se a correlação entre a largura do bico dessas espécies de aves com o tamanho dos diásporos por elas dispersos. Oitenta e uma espécies de aves que se alimentam de frutos ocorreram nos remanescentes florestais. Com base na ocupação, 33 espécies foram frequentes, 13 espécies foram regulares e 35 espécies foram esporádicas. Com relação à abundância, 15 espécies foram consideradas de alta abundância. As espécies com padrão de ocupação frequente tiveram significativa tendência em apresentar uma abundância alta. Não houve correlação entre a densidade das aves e a densidade das plantas cujos diásporos são por elas dispersas na Unidade de Conservação, porém houve correlação entre a largura do bico das aves e o diâmetro dos diásporos dispersos por elas. Verificou-se uma razoável riqueza de espécies que se alimentam de frutos na paisagem fragmentada, talvez em função da alta conectividade entre os fragmentos. Averiguar se as espécies de aves que se alimentam de frutos se mantêm também em paisagens com menor conectividade entre fragmentos se mostra importante na avaliação de áreas prioritárias à conservação.

Palavras-chave: Floresta atlântica brasileira. Densidade de espécies de aves. Distribuição-abundância. Rank Occupancy-Abundance Profiles. Fragmentação florestal.

ARAKAKI, Barbara Rocha. **Potencial seed dispersal by birds in fragments of semideciduous forest in southern Brazil**. 2011. 43 p. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2011.

ABSTRACT

Forest fragmentation can influence the abundance of fruit-eating birds in forest remnants, with consequences for seed dispersal. Using a technique called "Rank-Abundance Profiles Occupancy (ROAPs)," we compared the distribution patterns of abundance of these bird species in forest fragments of different sizes and levels of isolation in southern region of the Brazilian Atlantic forest to assess the potential of these birds as seed dispersers. In addition, in a conservation unit of the region, we checked if bird species with larger populations feed on the fruit tree species that have higher density and we analyzed the correlation between the width of the bill of these bird species with the size of the seeds dispersed by them. Eighty-one species of fruit-eating birds occurred in the forest remnants. Based on occupation, 33 species were common, 13 species were regular and 35 species were sporadic. With respect to abundance, 15 species were considered of high abundance. The species with frequent pattern of occupation had a significant tendency to present a high abundance. There was no correlation between bird density and density of plants whose diaspores are dispersed by them in the conservation unit, but there was a correlation between the width of the bird's bills and the diameter of the seeds dispersed by them. There was a reasonable richness of fruit-eating bird species in the fragmented landscape, perhaps due to the high connectivity between the fragments. Investigate if fruit-eating bird species also remains in landscapes with less connectivity between fragments may be important in the evaluation of priority areas for conservation.

Key words: Brazilian atlantic forest. Density of bird species. Distribution-abundance. Rank Occupancy-Abundance Profiles. Forest fragmentation.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização do Parque Estadual Mata dos Godoy (PG), dos 13 fragmentos florestais (HI, FA, FB, FC, FD, FE, FG, FH, FI, FJ, FM, FO, HI) e dos quatro corredores florestais (CA, CB, CC, CD).....20
- Figura 2** – ROAPs de três espécies hipotéticas para demonstrar exemplos das categorias de ocupação: A) Espécie frequente; B) Espécie regular; C) Espécie esporádica23
- Figura 3** – ROAPs de três espécies hipotéticas para demonstrar exemplos das categorias de abundância: A) Espécie “a”, de alta abundância; B) Espécie “b”, de baixa abundância; C) Espécie “c”, de baixa abundância24
- Figura 4** – Lado esquerdo: ROAPs de quatro espécies de aves de abundância alta e de ocupação frequente (A, B, C, D). Lado direito: ROAPs de duas espécies de aves de abundância baixa e ocupação regular (E, F) e ROAPs de duas espécies de aves de abundância baixa e ocupação esporádica (G, H).....30

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Coordenadas geográficas, tamanho (ha) e grau de isolamento do Parque Estadual Mata dos Godoy (PG), dos fragmentos e dos corredores florestais.....21
- Tabela 2** – Espécies de aves e espécies de vegetais cujos diásporos foram consumidos no PG, Londrina, PR. Taxonomia e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2010). Dados retirados de Silva (2000)25
- Tabela 3** – Espécies de aves que se alimentam de frutos presentes nos remanescentes florestais, classificadas pela ocupação como frequentes, regulares e esporádicas e pela abundância como de abundância alta e abundância baixa. Taxonomia e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2010)27
- Tabela 4** – Número de espécies de aves (frequentes, regulares e esporádicas) presentes com abundância alta e abundância baixa nos remanescentes florestais.....29
- Tabela 5** – Densidade das espécies de aves que se alimentam de frutos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PG). Taxonomia e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2010).....31

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

PG	Parque Estadual Mata dos Godoy
ROAP	Rank Occupancy-Abundance Profiles
IPA	Índice Pontual de Abundância
CBRO	Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos
DAP	Diâmetro do caule à altura do peito
MZUSP	Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo
IAP	Instituto Ambiental do Paraná
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	10
REFERÊNCIAS.....	16
O POTENCIAL DE DISPERSÃO DE SEMENTES POR AVES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO SUL DO BRASIL.....	16
Introdução.....	17
Material e métodos.....	19
<i>Área de estudo.....</i>	<i>19</i>
<i>Dados de Abundância.....</i>	<i>21</i>
<i>Padrões de Distribuição de Abundância.....</i>	<i>22</i>
<i>Dados de Densidade das Espécies de Aves.....</i>	<i>25</i>
<i>Dados de Densidade das Espécies Vegetais.....</i>	<i>26</i>
<i>Procedimentos Adicionais.....</i>	<i>26</i>
Resultados.....	26
Discussão.....	32
Agradecimentos.....	37
Referências.....	37

INTRODUÇÃO GERAL

As aves que se alimentam, ao menos durante determinadas épocas do ano, de porções substanciais de frutos são classificadas como frugívoras (Moermond e Denslow 1985). A frugivoria pode estar associada ao processo de dispersão de sementes, no qual os animais ao removerem os frutos recebem um retorno nutricional e, por outro lado, promovem a disseminação dos diásporos, os quais são removidos das imediações da planta-mãe para distâncias “seguras”, onde a competição e a predação são mais baixas, o que possibilita uma maior chance de recrutamento desses propágulos longe de seu local de origem; é um processo chave dentro do ciclo de vida da maioria das plantas, especialmente em ambientes tropicais (Snow 1981, Van der Pijl 1982, Howe e Miriti 2004, Scherer et al. 2007).

Em florestas tropicais, pelo menos 50% e frequentemente mais de 75% das espécies arbóreas produzem frutos carnosos adaptados para o consumo por aves e mamíferos (Howe e Smallwood 1982). Na região neotropical, a classe aves é o grupo de vertebrados com o maior número de espécies frugívoras, com famílias altamente dependentes de frutos (e.g. Cotingidae, Cracidae) e outras menos dependentes (eg. Emberezidae, Tyrannidae, Fadini e Marco 2004).

Aproximadamente um terço das espécies de aves que habitam florestas neotropicals são frugívoras; a porcentagem de espécies que ocasionalmente alimentam-se de frutos é ainda maior (Snow 1981, Blake et al. 1990). As sementes são usualmente embebidas em frutos nutritivos e atrativos (que podem ser suculentos ou secos) e sobrevivem à passagem através do intestino do animal. As sementes, então, são liberadas junto com as fezes, geralmente a uma distância da planta parental e as fezes ainda poderiam atuar como fertilizante no estágio inicial do estabelecimento das plântulas (Fenner 1995).

Fragmentação é o processo pelo qual a perda de habitat resulta na divisão de habitats grandes e contínuos em fragmentos de habitat menores e isolados (Franklin et al. 2002). Os impactos da fragmentação são provenientes das mudanças que ocorrem na área de habitat, na criação de limites de habitat e suas bordas associadas e no isolamento dos fragmentos de habitat. A intensidade relativa de cada um desses fatores é mediada pelo formato das áreas de habitat remanescentes e pela estrutura da matriz circundante (Ewers e Didham 2005).

A fragmentação do habitat contínuo geralmente afeta as interações mutualísticas entre plantas e animais (Bierregaard e Stouffer 1997, Restrepo et al. 1997, Laurance et al. 1998). A regeneração natural das populações de plantas zoocóricas é fortemente dependente da fauna (Jordano 2000).

Em florestas tropicais, as aves frugívoras desempenham um importante papel na recuperação da vegetação em áreas alteradas por interferência antrópica ou por fenômenos naturais (Da Silva et al. 1996, Wunderle-Jr 1997, Tabarelli e Peres 2002, Ingle 2003, Pejchar et al. 2008). Assim, o desaparecimento das aves dispersoras de sementes em um determinado local pode levar ao desaparecimento das plantas cujas sementes elas dispersam ou acarretar alterações no recrutamento das populações das plantas e na estrutura das comunidades vegetais (Howe 1984, Chapman e Chapman 1995). O sucesso reprodutivo das plantas pode ser drasticamente afetado, em consequência da ausência ou da baixa abundância de animais frugívoros nos fragmentos florestais (Galetti et al. 2003, Kirika et al. 2008).

Em um estudo realizado em fragmentos de floresta Atlântica no nordeste brasileiro, Silva e Tabarelli (2000) estimaram que aproximadamente 34% da flora arbórea está ameaçada devido ao desaparecimento dos dispersores de suas sementes. Moran et al. (2009) sugeriram que a redução da abundância de algumas espécies frugívoras em uma paisagem fragmentada na Austrália reduziu a dispersão de diversas plantas nativas desta paisagem.

Com relação a perturbações no habitat, a abundância e a riqueza de aves frugívoras diminui após as perturbações (Gray et al. 2007). Aves frugívoras grandes geralmente são moderadamente tolerantes a habitats com perturbações intermediárias, porém intolerantes a áreas que sofreram modificações antrópicas severas; a tolerância de aves frugívoras pequenas e médias é maior (Gomes et al. 2008). Em fragmentos florestais em Uganda, Babweteera e Brown (2009) concluíram que árvores cujos diásporos são pequenos e dispersos por aves frugívoras provavelmente não sofrem um grande impacto em suas dispersões, porque muitas espécies de aves são generalistas, resilientes a perturbações, ao contrário de árvores cujos diásporos são grandes, pois se seus dispersores (frugívoros grandes especialistas) forem extintos, o recrutamento dessas plantas seria afetado, especialmente o de espécies que não se estabelecem embaixo de adultos coespecíficos.

A fragmentação antropogênica é um fenômeno recente no tempo evolucionário e muitos dos impactos da fragmentação do habitat a longo prazo podem não ter aparecido ainda (Ewers e Didham 2005). Mesmo grandes áreas de floresta, como por exemplo, duas reservas na América Central (com áreas de 1611 e 1562 ha) continuam perdendo espécies de aves muitos anos após o isolamento, o que sugere que os efeitos da fragmentação em comunidades de aves tropicais serão extensos e de longa duração (Sigel 2010).

Em relação ao impacto que a fragmentação florestal tem sobre comunidades de aves frugívoras e, conseqüentemente, sobre a dispersão de sementes, alguns estudos foram desenvolvidos com o objetivo de responder algumas questões, como por exemplo, como o impacto antrópico nos fragmentos interfere na escolha e remoção de frutos pelas aves frugívoras (Pizo 1997, Galetti et al. 2003, Staggemeier e Galetti 2007), quais efeitos a fragmentação tem na dispersão de sementes de diferentes tamanhos (Cramer et al. 2007), quais padrões da dispersão de sementes são afetados pela mudança nas assembleias de vertebrados decorrente de distúrbios antrópicos em ambientes florestais (Babweteera e Brown 2009), como a dispersão de sementes por aves frugívoras ocorre em mosaicos paisagísticos moldados por perturbações antrópicas (Garcia et al. 2010) e qual o papel das aves frugívoras na regeneração florestal natural em ambientes que sofreram perturbação antrópica (Gomes et al. 2008).

No presente estudo analisou-se o potencial de aves que se alimentam de frutos como dispersoras de sementes em uma paisagem fragmentada de floresta estacional semidecidual no norte do Paraná, Brasil. O potencial das espécies de aves que se alimentam de frutos como dispersoras foi avaliado com base em seus padrões de distribuição de abundância e de ocupação em fragmentos florestais de diversos tamanhos e níveis de isolamento. Adicionalmente, duas análises foram desenvolvidas especificamente sobre as aves que se alimentam de frutos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PG): (1) verificou-se se as espécies de aves com maiores populações se alimentam dos frutos de espécies de árvores que apresentam maior densidade e (2) analisou-se a correlação entre a largura do bico dessas espécies de aves com o tamanho dos diásporos por elas dispersos.

REFERÊNCIAS

- BABWETEERA, F.; BROWN, N. 2009. Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests? *Biodivers Conserv* 18: 1611-1627.
- BIERREGAARD, R. O.; STOUFFER, P. C. 1997. Understorey birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rain forests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O., Jr. (eds), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago: University of Chicago Press, p. 138-155.
- BLAKE, J. G.; LOISELLE, B. A.; MOERMOND, T. C.; LEVEY, D. J.; DENSLOW, J. S. 1990. Quantifying abundance of fruits for birds in tropical habitats. In: MORRISON, M. L.; RALPH, C. J.; VERNER, J.; JEHL JR., J. R. *Avian foraging: theory, methodology and applications*, Los Angeles: Cooper Ornithological Society, p. 73-79.
- CHAPMAN, C. A.; CHAPMAN, L. J. 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conserv Biol* 9: 675-678.
- CRAMER, J. M.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. 2007. Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biol Conserv* 137: 415-423.
- DA SILVA, J. M. C.; UHL, C.; MURRAY, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conserv Biol* 10 (2): 491-203.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R. 2005. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol Rev* 81: 117-142.
- FADINI, R. F.; MARCO, P. 2004. Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de mata atlântica de Minas Gerais. *Ararajuba* 12: 97-103.
- FRANKLIN, A. B.; NOON, B. R.; GEORGE, T. L. 2002. What is habitat fragmentation? In: GEORGE, T. L.; DOBKIN, D. S., *Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: contrasts with paradigms from the eastern United States*, *Studies in Avian Biology* n° 25, Cooper Ornithological Society, p. 20-29.
- FENNER, M. 1985. *Seed ecology*. London: Chapman and Hall, 151 p.
- GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C. P.; CAZETTA, E. 2003. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits. *Biol Conserv* 111: 269-273.
- GARCIA D, ZAMORA R E AMICO GC. 2010. Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conserv Biol* 24(4): 1070-1079.
- GOMES, L. G. L.; OOSTRAA, V.; NIJMANB, V.; CLEEF, A. M.; KAPPELLE, M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biol Conserv* 141: 860-871

- GRAY, M. A.; BALDAUF, S. L.; MAYHEW, P. J.; HILL, J. K. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. *Conserv Biol* 21(1): 133-141.
- HOWE, H.F.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annu Rev Ecol Syst* 13: 201-228.
- HOWE, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biol Conserv* 30: 264-281.
- HOWE, H. F.; MIRITI, M. N. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience* 54 (7): 651-660.
- INGLE, N. R. 2003. Seed dispersal by wind, birds, and bats between Philippine montane rainforest and successional vegetation. *Oecologia* 134: 251-261.
- JORDANO, P. 2000. Fruits and frugivory. In: FENNER, M., *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd ed., New York: CABI Publishing, p. 125-165.
- KIRIKA, J. M.; FARWIG, N.; BOHNING-GAESE, K. 2008. Effects of local disturbance of tropical forests on frugivores and seed removal of a small-seeded afro-tropical tree. *Conserv Biol* 22(2): 318-328.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE MERONA, J. M.; LAURANCE, S.G.; HUTCHINGS, R. W.; LOVEJOY, T. E. 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conserv Biol* 12: 460-464.
- MOERMOND, T. C.; DENSLOW, J. S. 1985. Neotropical avian frugivores: patterns of behaviour, morphology and nutrition, with consequences for fruit selection. In: BUCKLEY, P. A.; FOSTER, M. S.; MORTON, E. S.; RIDGEKY, R. S.; BUCKLEY, F. G. *Neotropical Ornithol.* Washington: American Ornithologists' Union, p. 865-897. (Ornithological Monographs, n. 36).
- MORAN, C.; CATTERALL, C. P.; KANOWSKI, J. 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.
- PIZO, M. A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabrelea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *J Trop Ecol* 13: 559-578.
- PEJCHAR, L.; PRINGLE, R. M.; RAGANATHAN, J.; ZOOK, J. R.; DURAN, G.; OVIEDO, F.; DAILY, G. C. 2008. Birds as agents of seed dispersal in a human-dominated landscape in southern Costa Rica. *Biol Conserv* 141: 536-544.
- RESTREPO, C.; RENJIFO, L. M.; MARPLES, P. 1997. Frugivorous birds in fragmented neotropical montane forests: landscape pattern and body mass distribution, p. 171-189. In: Laurance, W. F. and Bierregaard, R. O., Jr. (eds), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: University of Chicago Press.
- SIGEL, B. J.; ROBINSON, W. D.; SHERRY, T. W. 2010. Comparing bird community responses to forest fragmentation in two lowland Central American reserves. *Biol*

Conserv 143: 340-350.

SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.

SCHERER, A.; SILVA, F. M.; BAPTISTA, L. R. M. 2007. Padrões de interações mutualísticas entre espécies arbóreas e aves frugívoras em uma comunidade de Restinga no Parque Estadual de Itapuã, RS, Brasil. *Acta Bot Bras* 21(1): 203-212.

SNOW, D. W. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13: 1-14.

TABARELLI, M.; PERES, C. A. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol Conserv* 106: 165-176.

VAN DER PIJL, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. 3rd ed., Berlin: Springer-Verlag, 214 p.

WUNDERLE-JR, J. M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecol Manag* 99: 223-235.

O POTENCIAL DE DISPERSÃO DE SEMENTES POR AVES EM FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO SUL DO BRASIL¹

POTENTIAL SEED DISPERSAL BY BIRDS IN FRAGMENTS OF SEMIDECIDUOUS FOREST IN SOUTHERN BRAZIL

BARBARA ROCHA ARAKAKI²; LUIZ DOS ANJOS³

RESUMO

A fragmentação florestal pode influenciar a abundância de aves que se alimentam de frutos nos remanescentes florestais, com consequências na dispersão de sementes. Utilizando uma técnica chamada "Rank Occupancy-Abundance Profiles (ROAPs)," foram comparados os padrões de distribuição de abundância destas espécies de aves em fragmentos florestais de diversos tamanhos e níveis de isolamento na região sul da floresta Atlântica Brasileira para avaliar o potencial dessas aves como dispersoras de sementes. Além disto, em uma Unidade de Conservação da região, verificou-se se as espécies de aves com maiores populações se alimentam dos frutos de espécies de árvores que apresentam maior densidade e analisou-se a correlação entre a largura do bico dessas espécies de aves com o tamanho dos diásporos por elas dispersos. Oitenta e uma espécies de aves que se alimentam de frutos ocorreram nos remanescentes florestais. Com base na ocupação, 33 espécies foram frequentes, 13 espécies foram regulares e 35 espécies foram esporádicas. Com relação à abundância, 15 espécies foram consideradas de alta abundância. As espécies com padrão de ocupação frequente tiveram significativa tendência em apresentar uma abundância alta. Não houve correlação entre a densidade das aves e a densidade das plantas cujos diásporos são por elas dispersas na Unidade de Conservação, porém houve correlação entre a largura do bico das aves e o diâmetro dos diásporos dispersos por elas. Verificou-se uma razoável riqueza de espécies que se alimentam de frutos na paisagem fragmentada, talvez em função da alta conectividade entre os fragmentos. Averiguar se as espécies de aves que se alimentam de frutos se mantêm também em paisagens com menor conectividade entre fragmentos se mostra importante na avaliação de áreas prioritárias à conservação.

Palavras-chave: Floresta atlântica brasileira. Densidade de espécies de aves. Distribuição-abundância. Rank occupancy-abundance profiles. Fragmentação florestal.

¹ Artigo nas normas da revista *Anais da Academia Brasileira de Ciências*

² Corresponding author: Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, CP 6001, Londrina, PR, Brazil 86051-970 Phone number: 55 02143 99162156. E-mail: barbara_arakaki@hotmail.com

³ Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, CP 6001, Londrina, PR, Brazil 86051-970 E-mail: llanjos@sercomtel.com.br

Introdução

A frugivoria pode estar associada ao processo de dispersão de sementes, no qual os animais recebem um retorno nutricional em troca da disseminação dos diásporos (Snow 1981, Van der Pijl 1982). A dispersão de sementes, processo pelo qual as sementes são removidas das imediações da planta-mãe para distâncias “seguras”, onde a predação e competição são mais baixas, é um processo-chave dentro do ciclo de vida da maioria das plantas, especialmente em ambientes tropicais (Snow 1981, Van der Pijl 1982, Howe e Miriti 2004). As aves que se alimentam de frutos exercem um papel na dispersão de sementes, estabelecendo uma relação mutualística entre plantas e animais, na qual as plantas proporcionam alimento para as aves. Por outro lado, as aves fornecem um meio de transporte para os diásporos das plantas (Argel-de-Oliveira 1998).

A floresta Atlântica brasileira (uma faixa de floresta tropical ao longo de 3300 km da costa Atlântica brasileira) possui milhares de espécies endêmicas e é considerada um dos “hotspots” chave de biodiversidade no mundo (Mittermeier et al. 2005, Tabarelli et al. 2010). Em toda a região de floresta Atlântica, a vegetação remanescente atual pode variar de 11.4% a 16% (Ribeiro et al. 2009). A vegetação no norte do Estado do Paraná faz parte deste bioma, o qual é representado pela formação florestal estacional semidecidual. Esta formação florestal passou por um rápido processo de desmatamento desde os anos 1920; a floresta contínua foi reduzida a pequenos e isolados fragmentos florestais, que atualmente representam entre 2% a 4% do total da cobertura vegetal original no norte do Paraná (Soares e Medri 2002, Torezan 2002).

A perda de habitat e o aumento do efeito de borda decorrentes da fragmentação florestal podem ocasionar mudanças na composição das comunidades (Murcia 1995, Gomes et al. 2008) e alterações na ocorrência ou abundância de plantas e aves frugívoras (Schemske e Brokaw 1981, Restrepo e Gomez 1998, Restrepo et al. 1999). Em espécies arbóreas ornitocóricas, a fragmentação florestal reduz a probabilidade de deposição de sementes devido à diminuição da quantidade de poleiros e de áreas ricas em frutos disponíveis para os dispersores de sementes (Herrera e García 2010).

Alterações na composição da fauna podem levar a alterações na interação entre as plantas e os animais frugívoros que dispersam suas sementes, com

consequências diversas para ambos (Jordano et al. 2006). O rompimento das interações dispersor-planta em florestas tropicais altamente fragmentadas pode ser persistente no tempo quando a resiliência é inadequada, possibilitando efeitos negativos de longo prazo nas comunidades de árvores (Lehouck et al. 2009).

Aves frugívoras, potencialmente importantes na dispersão de sementes, podem ser particularmente sensíveis à fragmentação do habitat (Ribon et al. 2003), ter sua abundância relativa diminuída conforme o tamanho dos fragmentos diminui e estar ausentes ou em um número reduzido em fragmentos pequenos (Cordeiro e Howe 2001, Martensen et al. 2008).

A perda de potenciais aves dispersoras de sementes em áreas de alto impacto humano pode levar a uma redução na chuva de sementes da vegetação original, limitando dessa forma o recrutamento de novos indivíduos (Benitez-Malvido 1998). Em áreas que sofrem pressões antrópicas, espécies de plantas têm um número de visitas por aves dispersoras de sementes 3,3 vezes menor e 3,5 vezes menos frutos consumidos que as espécies vegetais localizadas em áreas preservadas; a redução do consumo de frutos em áreas antropizadas deve afetar a regeneração das espécies ornitocóricas (Staggemeier e Galetti 2007).

Em uma paisagem fragmentada, fragmentos de vegetação nativa são separados por uma matriz composta por áreas heterogêneas, com diferentes usos da terra e diferentes tipos de cobertura do solo (Uezu et al. 2008). Entre as diferentes funções ecológicas que a matriz exerce, pode-se destacar a sua influência na conectividade da paisagem (Renjifo 2001, Baum 2004). A matriz pode funcionar como uma barreira para a movimentação dos indivíduos entre os fragmentos florestais (Uezu et al. 2008) e os efeitos da fragmentação na dispersão de sementes pode depender do nível de mobilidade dos dispersores (Henry et al. 2007). Em paisagens antrópicas, as distâncias que a dispersão de sementes alcança influencia a persistência de espécies de plantas nos fragmentos (Johst et al. 2002). Aves que habitam áreas abertas também podem ser importantes vetores de sementes entre fragmentos florestais, ao se alimentar nas bordas e na copa de pequenos fragmentos e então voarem através de áreas abertas (Weir e Corlett 2007).

Em fragmentos florestais em Uganda, árvores cujos diásporos são pequenos e dispersos por aves frugívoras provavelmente não sofrem um grande impacto em suas dispersões, porque muitas espécies de aves são generalistas, resilientes a perturbações, ao contrário de árvores cujos diásporos são grandes, pois se seus

dispersores (frugívoros grandes especialistas) forem extintos, o recrutamento dessas plantas seria afetado, especialmente o de espécies que não se estabelecem embaixo de adultos coespecíficos (Babweteera e Brown 2009).

Sendo assim, o objetivo deste estudo foi analisar o potencial de aves que se alimentam de frutos como dispersoras de sementes em fragmentos florestais (de diversos tamanhos e níveis de isolamento) de floresta estacional semidecidual no norte do Paraná, Brasil, com base em seus padrões de distribuição de abundância e ocupação nos fragmentos florestais. Outras duas análises foram desenvolvidas especificamente sobre as aves que se alimentam de frutos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PG), a maior Unidade de Conservação da região. Na primeira análise verificou-se se as espécies de aves com maiores populações se alimentam dos frutos de espécies de árvores que apresentam maior densidade. Na segunda análise analisou-se a correlação entre a largura do bico dessas espécies de aves com o tamanho dos diásporos por elas dispersos. As hipóteses foram: 1) as aves mais abundantes nos remanescentes florestais da paisagem estudada têm ocupação frequente e assim, apresentam um maior potencial em dispersar sementes e 2) espécies de aves com maiores populações no PG não necessariamente são as que se alimentam dos frutos das árvores com maiores densidades.

Material e Métodos

Área de Estudo

A paisagem florestal fragmentada está localizada no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil (Fig. 1). A vegetação natural do local é a floresta estacional semidecidual, caracterizada por árvores de até 40m de altura que formam um dossel superior descontínuo, através do qual uma grande quantidade de luz solar penetra, permitindo o desenvolvimento de um estrato mais baixo vigoroso (Silva e Soares-Silva 2000). *Actinostemon concolor* (Euphorbiaceae), *Trichilia clausenii* (Meliaceae), *Euterpe edulis* (Arecaceae), *Aspidosperma polyneuron* (Apocynaceae) e *Gallesia integrifolia* (Phytolaccaceae) são as árvores mais comuns no local (Soares-Silva e Barroso 1992).

Para o estudo foram selecionados 17 remanescentes florestais, sendo 13 fragmentos florestais, cujos tamanhos variam entre 11 ha e 564 ha, além de quatro corredores florestais, que unem alguns destes fragmentos (Tabela I, Fig. 1). O

habitat matriz é composto principalmente por agricultura (soja) e pasto. Também considerou-se uma Unidade de Conservação, o Parque Estadual Mata dos Godoy (PG), que está localizado a 15 km ao sul da cidade de Londrina (23°17'S, 51°15'W), o qual possui 656 ha e é considerado a mais importante área de floresta estacional semidecidual do norte do Paraná, tanto por sua extensão em área contínua de floresta como pelo seu estado de conservação e à diversidade de sua flora e de sua fauna (Vicente 2006).

Figura 1 - Localização do Parque Estadual Mata dos Godoy (PG), dos 13 fragmentos florestais (HI, FA, FB, FC, FD, FE, FG, FH, FI, FJ, FM, FO, HI) e dos quatro corredores florestais (CA, CB, CC, CD).

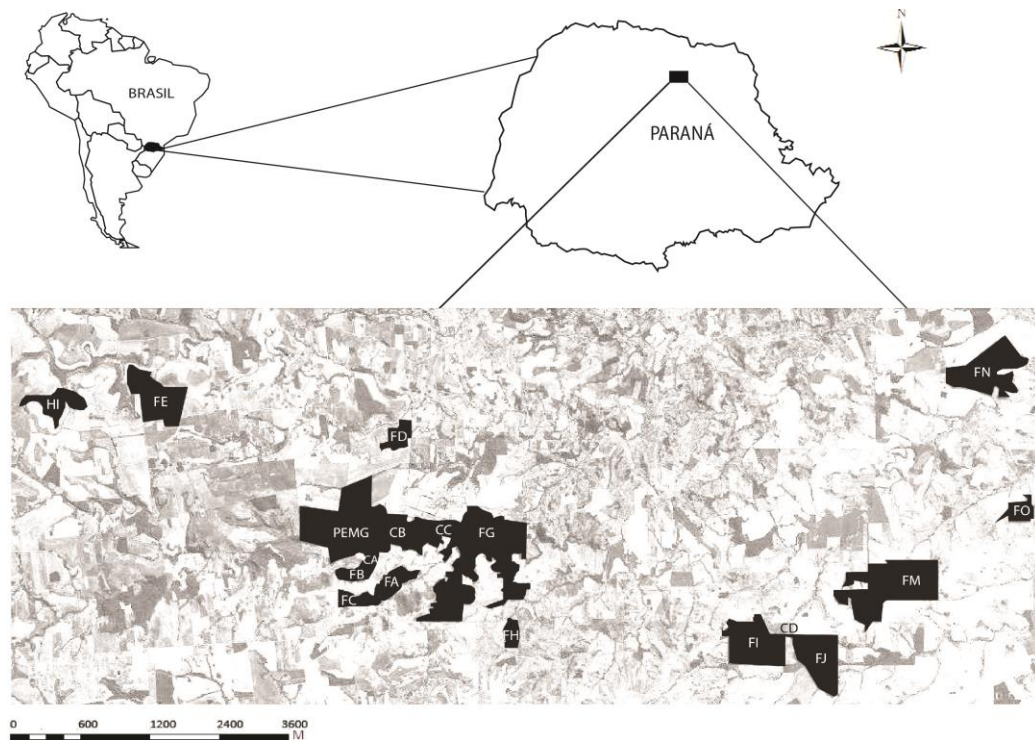


Tabela 1 - Coordenadas geográficas, tamanho (ha) e grau de isolamento do Parque Estadual Mata dos Godoy (PG), dos fragmentos e dos corredores florestais.

Remanescente florestal	Coordenadas geográficas	Tamanho (ha)	Grau de isolamento
PG	S23°27'9,39" O51°15'17,77"	656	Referência
FM	S23°28'16,66" O51°2'49,87"	564	800 m de FI
FJ	S23°29'37,33" O51°6'7,80"	393	Referência
FN	S23°23'41,86" O51°0'55,22"	387	5900 m de FI
FE	S23°24'22,6" O51°19'31,8"	350	5000 m de PG
FG	S23°27'13,83" O51°12'4,21"	285	2000 m de PG; conectado com PG
FI	S23°30'11,35" O51°4'34,74"	184	Referência
FD	S23°25'8,14" O51°14'10,84"	87	800 m de PG
FH	S23°29'17,95" O51°11'38,35"	72	2400 m de PG; conectado com PG
FO	S23°26'43,61" O51°0'10,37"	70	3300 de FI
HI	S23°24'26,88" O51°21'55,95"	60	2000 de qualquer outro fragmento
FA	S23°28'8,14" O51°14'19,85"	56	Conectado c/FC
FB	S23°28'6,31" O51°15'17,1"	25	400 m de PG; conectado com PG
FC	S23°28'31,27" O51°15'22,17"	11	Conectado c/FB
CA	S23°27'11,9" O51°14'1,3"	6,6	Conecta FB c/PG
CB	S23°27'54,1" O51°14'52,5"	0,4	Conecta PG c/CC
CC	S23°27'16,7" O51°12'56,2"	4,5	Conecta CB c/FG
CD	S23°29'43,2" O51°5'14"	2,6	Conecta FJ c/FI

Dados de Abundância

Os dados de abundância de espécies de aves que se alimentam de frutos presentes nos fragmentos estudados foram retirados de um estudo prévio realizado por Anjos et al. (2004). Entre os meses de setembro a dezembro de 1997 e no mesmo período de 2000 os locais foram amostrados mensalmente por contagens pontuais de distância ilimitada (Blondel et al. 1970, Bibby et al. 1993) durante os quatro meses, em uma área amostral estimada de 10 ha em cada local.

A relação das espécies que se alimentam de frutos foi baseada em Anjos e Schuchmann (1997). Algumas modificações foram feitas a partir de informações apresentadas em Sick (1997) e Fitzpatrick (2004). Assim, as aves da família Cuculidae e *Baryphtengus ruficapillus*, consideradas insetívoros/carnívoros e *Megarynchus pitangua*, classificadas como insetívoros (Anjos e Schuchmann 1997)

foram incluídas por se alimentarem periodicamente de frutos (Sick 1997, Fitzpatrick 2004).

Padrões de Distribuição de Abundância

Para cada espécie foi analisado o padrão de distribuição de abundância, utilizando-se uma técnica gráfica recentemente desenvolvida, o “Rank Occupancy-Abundance Profiles” (ROAP; Collins et al. 2009). Para aplicar esta técnica, os valores do Índice Pontual de Abundância (IPA, estimado pela divisão do número de contatos pelo número total de pontos amostrados, Bibby et al. 1993) de cada espécie de ave em cada fragmento florestal foram primeiramente classificadas em um ranking. Então, os valores de IPA de cada espécie foram plotados na ordenada; os fragmentos foram assim plotados na abscissa em ordem correspondente ao ranking de abundâncias de cada espécie. Desta forma obteve-se uma representação gráfica das abundâncias (isto é, um ROAP) para cada espécie ao longo dos fragmentos e corredores florestais estudados.

Para estabelecer os padrões de distribuição de abundância, dois critérios foram utilizados. Primeiro, cada espécie de ave foi classificada dentro de uma categoria de ocupação no conjunto dos 17 remanescentes. Foram consideradas espécies frequentes aquelas que ocorreram em pelo menos 80% dos remanescentes (entre 14 e 17 remanescentes; Fig. 2A); as espécies de ocorrência regular estiveram presentes entre 50% a 80% dos remanescentes (entre 9 e 13 remanescentes; Fig. 2B) e espécies esporádicas foram aquelas presentes em menos de 50% dos remanescentes (entre 1 e 8 remanescentes; Fig. 2C).

Segundo, cada espécie foi classificada como de abundância alta e de abundância baixa. Considerou-se uma abundância alta quando a espécie de ave esteve presente com um valor de 50% ou mais de sua abundância máxima em pelo menos nove remanescentes florestais (metade ou mais da metade dos remanescentes florestais estudados). Por exemplo, uma espécie hipotética “a” que tem a abundância máxima igual a 1 em um dos remanescentes, foi considerada de abundância alta nesta paisagem fragmentada, pois estava presente em ao menos nove remanescentes com abundância maior ou igual a 0.5 (Fig. 3A). Por outro lado, as espécies hipotéticas “b” e “c” que também apresentam uma abundância máxima igual a 1 foram consideradas como de baixa abundância, pois estavam presentes

em apenas seis e dois remanescentes, respectivamente, com abundância maior ou igual a 0.5 (Fig. 3B e 3C).

Figura 2 - ROAPs de três espécies hipotéticas para demonstrar exemplos das categorias de ocupação: A) Espécie frequente; B) Espécie regular; C) Espécie esporádica.

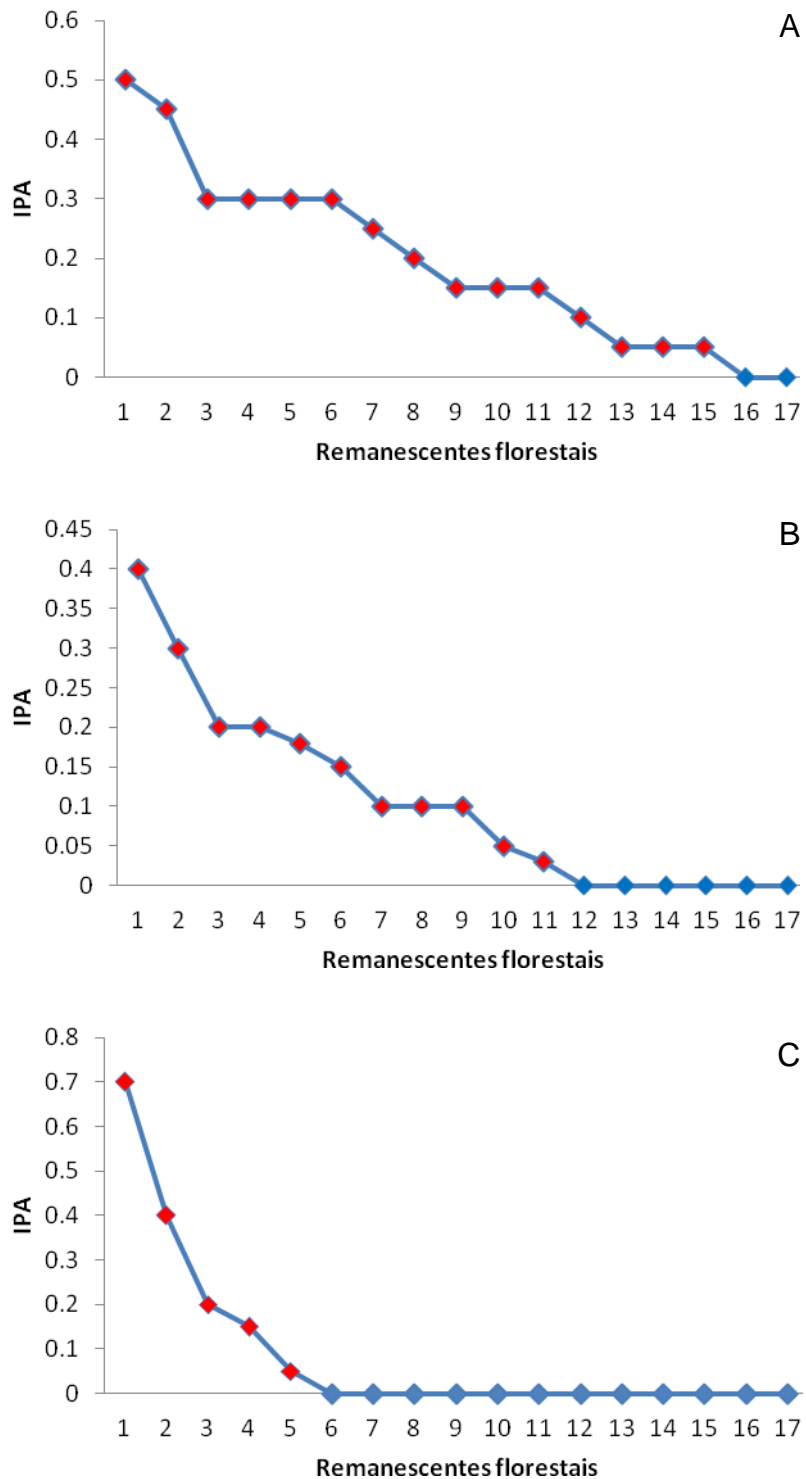
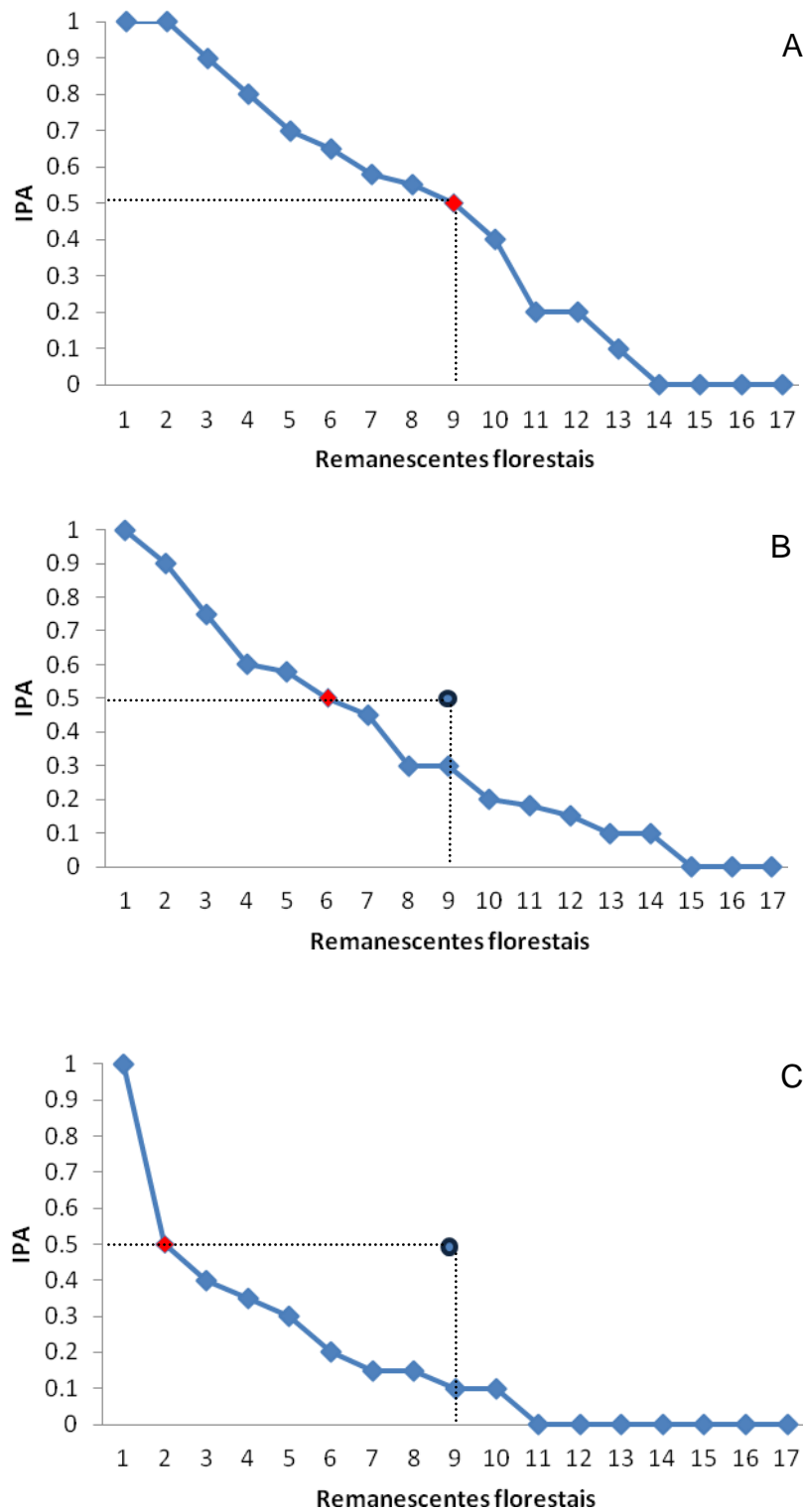


Figura 3 - ROAPs de três espécies hipotéticas para demonstrar exemplos das categorias de abundância: A) Espécie "a", de alta abundância; B) Espécie "b", de baixa abundância; C) Espécie "c", de baixa abundância.



Dados de Densidade das Espécies de Aves

A partir de um estudo prévio realizado no PG (Silva 2000) foram selecionadas sete espécies de aves que foram observadas consumindo frutos de seis espécies de plantas (Tabela II).

Para se obter os valores de densidade das espécies de aves, desenvolveu-se no PG, durante os meses de março a maio de 2010, o método da transecção (Bibby et al. 1992, Anjos et al. 2010), que consiste em percorrer uma transecção previamente estabelecida, a uma velocidade média constante. A transecção estabelecida apresenta aproximadamente 3 km de comprimento e se localiza na porção norte do PG. O período de coleta de dados tinha início a partir do nascer do sol até cerca de três horas depois. Os contatos visuais e/ ou auditivos durante as transecções foram registrados anotando-se a distância e o ângulo da ave em relação ao observador. Os contatos visuais contaram com o auxílio de binóculos 8 x 25 mm.

Tabela 2 - Espécies de aves e espécies de vegetais cujos diásporos foram consumidos no PG, Londrina, PR. Taxonomia e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2010).

Espécie de ave	Espécie vegetal
COLUMBIDAE Leach, 1820 <i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	<i>Trichilia pallida</i>
TROGONIDAE Lesson, 1828 <i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	<i>Trichilia clausenii</i>
RAMPHASTIDAE Vigors, 1825 <i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	<i>Eugenia moraviana</i> <i>Euterpe edulis</i>
PIPRIDAE Rafinesque, 1815 <i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	<i>Trichilia pallida</i> <i>Trichilia elegans</i>
VIREONIDAE Swainson, 1837 <i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	<i>Miconia minutiflora</i>
TURDIDAE Rafinesque, 1815 <i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	<i>Trichilia pallida</i>
THRAUPIDAE Cabanis, 1847 <i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	<i>Trichilia clausenii</i> <i>Trichilia elegans</i>

Fonte: Dados retirados de Silva (2000).

Dados de Densidade das Espécies Vegetais

Os valores das densidades das seis espécies vegetais foram obtidos a partir de um estudo fitossociológico realizado na área (Soares-Silva e Barroso 1992). O método utilizado pelas pesquisadoras foi o de parcelas, tendo sido demarcadas 25 parcelas de 20x20m (400m²), num total de 1 ha, sobre 3 linhas paralelas, cada uma com 1130 m, distantes 100 m entre si. Foram amostrados os indivíduos com DAP (diâmetro do caule a 1,30 m do solo) superior ou igual a 5 cm.

Procedimentos Adicionais

Os padrões de ocupação e de abundância foram testados utilizando-se tabela de contingência R x C, a qual permite investigar a associação entre os dois padrões (Fowler e Cohen 1995).

O software Distance 6.0 (Thomas et al. 2010) foi usado para calcular a densidade das oito espécies de aves que se alimentam de frutos no PG. Foi utilizado o programa PAST para o cálculo da correlação entre a densidade das espécies de aves que se alimentam de frutos e a densidade das espécies de árvores cujos diásporos são consumidos por elas.

Foram medidas com o auxílio de um paquímetro (precisão de 0,1mm) as larguras dos bicos (distância entre as comissuras na base do bico) de 20 exemplares de cada espécie de ave que se alimenta de frutos observada ao longo do estudo. Os espécimes utilizados para as medições das larguras dos bicos fazem parte do acervo do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP). Os tamanhos dos diásporos foram obtidos a partir da literatura (Gondim 2001, Mikich e Silva 2001), exceto para *Miconia minutiflora* (Tássia Pinheiro, comunicação pessoal). Para a correlação entre a largura dos bicos das aves e o tamanho dos diásporos foi utilizado o programa PAST.

Resultados

Oitenta e uma espécies de aves que se alimentam de frutos ocorreram nos 17 remanescentes florestais. Com base nos padrões de ocupação definidos neste estudo, 33 espécies foram classificadas como frequentes, 13 espécies como regulares e 35 espécies como esporádicas (Tabela III e Tabela IV).

Utilizando-se os padrões de abundância, apenas 15 espécies de aves (seis não-passeriformes e nove passeriformes) foram consideradas de abundância alta; 66 espécies foram consideradas de abundância baixa. Na Fig. 4 são apresentados ROAPs de espécies de aves de abundância alta e de abundância baixa e diferentes padrões de ocupação. Todas as 15 espécies de alta abundância apresentaram uma ocupação frequente nos remanescentes florestais (Tabela III e Tabela IV).

Os padrões de ocupação das espécies de abundância alta foram significativamente diferentes dos padrões de ocupação das espécies de abundância baixa ($\chi^2 = 39,26$; $P < 0.05$). Assim, as espécies com padrão de ocupação frequente tiveram significativa tendência em apresentar uma abundância alta (Tabela IV).

Tabela 3 - Espécies de aves que se alimentam de frutos presentes nos remanescentes florestais, classificadas pela ocupação como frequentes, regulares e esporádicas e pela abundância como de abundância alta e abundância baixa. Taxonomia e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos.

Espécie	Ocupação			Abundância	
	Frequente	Regular	Esporádica	Alta	Baixa
TINAMIDAE Gray 1840					
<i>Crypturellus obsoletus</i> (Temminck, 1815)	X			X	
<i>Crypturellus undulatus</i> (Temminck, 1815)			X		X
<i>Crypturellus parvirostris</i> (Wagler, 1827)			X		X
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	X				X
CRACIDAE Rafinesque, 1815					
<i>Penelope supercilii</i> Temminck, 1815	X				X
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815			X		X
ODONTOPHORIDAE Gould, 1844					
<i>Odontophorus capueira</i> (Spix, 1825)			X		X
RALLIDAE Rafinesque, 1815					
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)		X			X
COLUMBIDAE Leach, 1820					
<i>Claravis pretiosa</i> (Ferrari-Perez, 1886)			X		X
<i>Patagioenas speciosa</i> (Gmelin, 1789)			X		X
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	X			X	
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonaterre, 1792)	X				X
<i>Patagioenas plumbea</i> (Vieillot, 1818)			X		X
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	X			X	
<i>Leptotila rufaxilla</i> (Richard & Bernard, 1792)		X			X
<i>Geotrygon montana</i> (Linnaeus, 1758)	X				X
CUCULIDAE Leach, 1820					
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X			X	
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817			X		X
<i>Coccyzus americanus</i> (Linnaeus, 1758)			X		X

<i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzeln, 1870			X		X
TROGONIDAE Lesson, 1828					
<i>Trogon viridis</i> Linnaeus, 1766			X		X
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	X			X	
<i>Trogon rufus</i> Gmelin, 1788			X		X
MOMOTIDAE Gray, 1840					
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	X			X	
RAMPHASTIDAE Vigors, 1825					
<i>Ramphastos dicolorus</i> Linnaeus, 1766			X		X
<i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	X				X
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)			X		X
<i>Pteroglossus aracari</i> (Linnaeus, 1758)			X		X
GRALLARIIDAE Sclater & Salvin, 1873					
<i>Grallaria varia</i> (Boddaert, 1783)			X		X
FORMICARIIDAE Gray, 1840					
<i>Chamaeza campanisona</i> (Lichtenstein, 1823)			X		X
RYNCHOCYCLIDAE, Tello, Moyle, Marchese & Cracraft, 2009					
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	X				X
<i>Hemitriccus diops</i> (Temminck, 1822)			X		X
<i>Hemitriccus obsoletus</i> (Miranda-Ribeiro, 1906)			X		X
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	X				X
<i>Phylloscartes ventralis</i> (Temminck, 1824)	X				X
<i>Phylloscartes oustaleti</i> (Sclater, 1887)			X		X
TYRANNIDAE Vigors, 1825					
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	X				X
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)			X		X
<i>Elaenia mesoleuca</i> (Deppe, 1830)			X		X
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)		X			X
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	X			X	
<i>Piprites chloris</i> (Temminck, 1822)			X		X
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)			X		X
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	X				X
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	X			X	
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	X			X	
PIPRIDAE Rafinesque, 1815					
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)			X		X
TITYRIDAE Gray, 1840					
<i>Schiffornis virescens</i> (Lafresnaye, 1838)			X		X
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)			X		X
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	X				X
<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)			X		X
<i>Pachyramphus castaneus</i> (Jardine & Selby, 1827)		X			X
<i>Pachyramphus polychopterus</i> (Vieillot, 1818)			X		X
VIREONIDAE Swainson					
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	X			X	
<i>Hylophilus poicilotis</i> Temminck, 1822			X		X
CORVIDAE Leach, 1820					
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)		X			X

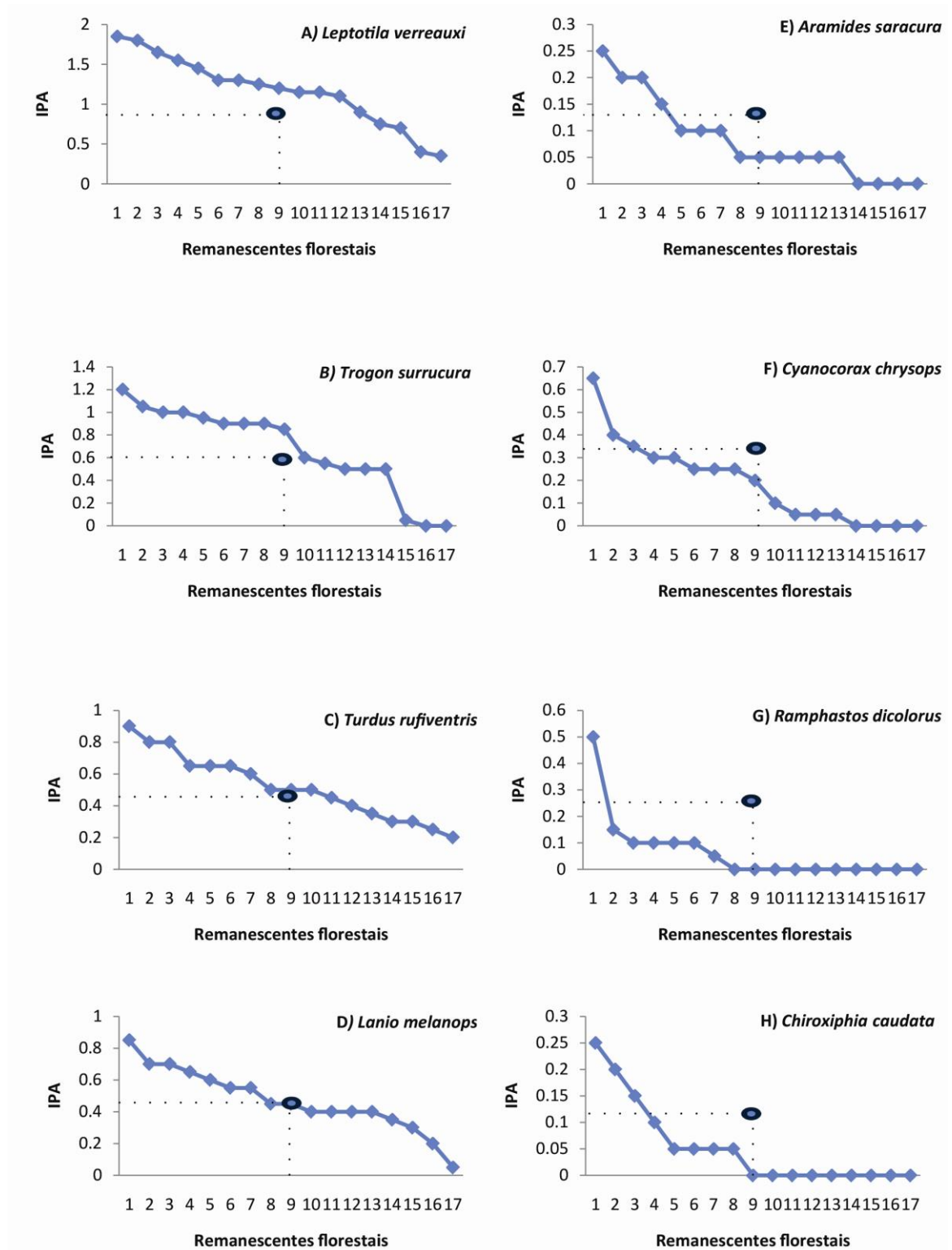
TURDIDAE Rafinesque, 1815			
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	X		X
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	X		X
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	X		X
<i>Turdus subalaris</i> (Seeböhm, 1887)		X	X
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818		X	X
THRAUPIDAE Cabanis, 1847			
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	X		X
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	X		X
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i> (Strickland, 1844)		X	X
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	X		X
<i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	X		X
<i>Tangara sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	X		X
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788)	X		X
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)		X	X
<i>Pipraeidea bonariensis</i> (Gmelin, 1789)			X
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)			X
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)		X	X
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	X		X
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	X		X
EMBERIZIDAE Vigors, 1825			
<i>Arremon flavirostris</i> Swainson, 1838			X
CARDINALIDAE Ridgway, 1901			
<i>Habia rubica</i> (Vieillot, 1817)	X		X
PARULIDAE Wetmore, Friedmann, Lincoln, Miller, Peters, van Rossem, Van Tyne & Zimmer 1947			
<i>Parula pitiayumi</i> (Vieillot, 1817)		X	X
ICTERIDAE Vigors, 1825			
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)		X	X
FRINGILLIDAE Leach, 1820			
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)			X
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)			X
<i>Euphonia pectoralis</i> (Latham, 1801)			X

Fonte: CBRO 2010.

Tabela 4 - Número de espécies de aves (frequentes, regulares e esporádicas) presentes com abundância alta e abundância baixa nos remanescentes florestais.

	Ocupação		
	Freqüentes	Regulares	Esporádicas
Abundância alta	15	0	0
Abundância baixa	18	13	35

Figura 4 - Lado esquerdo: ROAPs de quatro espécies de aves de abundância alta e de ocupação frequente (A, B, C, D). Lado direito: ROAPs de duas espécies de aves de abundância baixa e ocupação regular (E, F) e ROAPs de duas espécies de aves de abundância baixa e ocupação esporádica (G, H)



Entre as 81 espécies de aves que se alimentam de frutos consideradas no estudo, apenas duas espécies (*Penelope obscura* e *Patagioenas speciosa*) não ocorrem no PEMG. Por outro lado, outras duas espécies de aves (*Tinamus solitarius* e *Oxyruncus cristatus*), só ocorreram no PG.

Não houve correlação entre a densidade das aves e a densidade das plantas cujos diásporos são por elas dispersas no PG ($r = 0,048$; $p = 0,88$; Tabela V). Porém, houve correlação entre a largura do bico das aves e o diâmetro dos diásporos dispersos por elas ($r = 0,60$; $p = 0,04$). A ave que apresentou uma maior largura na base do bico, *Selenidera maculirostris* (23,64 mm), foi a que consumiu os dois primeiros maiores diásporos, entre as espécies vegetais analisadas (*Euterpe edulis* e *Eugenia moraviana*, com 12 e 8 mm de diâmetro, respectivamente). Por outro lado, espécies pequenas foram observadas consumindo diásporos menores como, por exemplo, *Lanio melanops* e *Chiroxiphia caudata* (largura do bico de 9,23 mm e 10,48 mm, respectivamente), que consumiram o menor diásporo (*Trichilia elegans*, 5 mm de diâmetro).

Tabela 5 - Densidade das espécies de aves que se alimentam de frutos no Parque Estadual Mata dos Godoy (PG). Taxonomia e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos.

Espécie de ave	Densidade (indivíduos/ha);
COLUMBIDAE Leach, 1820 <i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	0,38 (0,22-0,67)
TROGONIDAE Lesson, 1828 <i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	0,15 (0,09-0,24)
RAMPHASTIDAE Vigors, 1825 <i>Selenidera maculirostris</i> (Lichtenstein, 1823)	0,11 (0,07-0,18)
PIPRIDAE Rafinesque, 1815 <i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder, 1793)	0,15 (0,07-0,3)
VIREONIDAE Swainson, 1837 <i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	0,34 (0,21-0,55)
TURDIDAE Rafinesque, 1815 <i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	0,50 (0,37-0,68)
THRAUPIDAE Cabanis, 1847 <i>Lanio melanops</i> (Vieillot, 1818)	1,24 (0,85-1,82)

Fonte: CBRO 2010.

Discussão

As 15 espécies de aves que foram consideradas de alta abundância e de ocupação frequente nos remanescentes podem ser consideradas importantes potenciais dispersoras de sementes nesta paisagem fragmentada. O estudo de Garcia et al. (2010) mostrou que existe uma relação positiva entre a magnitude da dispersão de sementes e a abundância de aves frugívoras através da paisagem estudada por eles; os fragmentos que abrigavam maiores densidades de aves recebiam maior quantidade de sementes dispersas.

Cerca de 90% dessas 15 espécies de aves é considerada de baixa sensibilidade à fragmentação florestal (Anjos 2006). A maioria é habitat-generalista (e. g., *Turdus rufiventris* e *Tangara sayaca*), que habita tanto o interior dos remanescentes florestais como a borda e a área aberta adjacente (Anjos et al. 1997). Populações de espécies que evitam o habitat matriz ficam isoladas nos fragmentos, e, portanto, vulneráveis à extinção local, enquanto que aquelas que toleram ou exploram a matriz frequentemente persistem (Antongiovanni e Metzger 2005, Ferraz et al. 2007). A importância que a matriz tem nas respostas das espécies à fragmentação varia, dependendo de características estruturais da matriz e de características biológicas das espécies (Antongiovanni e Metzger 2005). As propriedades da matriz podem influenciar tanto os recursos disponíveis para diferentes espécies de aves na paisagem como um todo, como a conectividade (a dispersão de aves) entre os remanescentes florestais (Watson et al. 2005). Um estudo na Amazônia mostrou que algumas espécies de aves do sub-bosque são capazes de se mover em longas distâncias (Van Houtan et al. 2007). A distância percorrida por aves dispersoras de sementes no leste asiático variou de 100 m a 1 km para passeriformes florestais de pequeno e médio porte, 1 - 10 km para aves de copa de grande porte, e mais de 10 km para columbídeos frugívoros (Corlett 2009). Ainda, as aves podem usar diferentes habitats disponíveis na paisagem, como, por exemplo, cercas vivas, árvores isoladas e capões de mata nativa (Pizo 2004, Pizo e dos Santos 2010). As espécies de alta abundância e de ocupação frequente reconhecidas no presente estudo na paisagem fragmentada do norte do Paraná, provavelmente são hábeis em se mover entre os remanescentes e os recolonizar.

As sete espécies de aves, para as quais foi possível calcular a densidade no PG, foram classificadas como frequentes nos fragmentos, exceto *C. caudata*, que

apresentou uma ocupação esporádica. Ao analisar a abundância dessas espécies, quatro delas (*L. verreauxi*, *T. sarrucura*, *C. gujanensis* e *L. melanops*) tiveram uma alta abundância nesta paisagem fragmentada. A densidade populacional foi considerada por Henle et al. (2004) como um forte prognosticador da sensibilidade das espécies à fragmentação do habitat. Espécies que ocorrem naturalmente em uma baixa abundância são mais propensas à extinção do que aquelas que ocorrem com abundância alta, porque, quando isoladas em fragmentos, suas populações tornam-se menores do que as populações das espécies de abundância maior (Henle et al. 2004). Assim, as espécies que ocorrem com alta abundância na paisagem são mais resilientes à fragmentação, ou seja, apresentam menor tendência a serem sensíveis.

As quatro espécies de aves frequentes e com alta abundância dispersam quatro espécies vegetais (*Trichilia pallida*, *Trichilia clausenii*, *Trichilia elegans* e *Miconia minutiflora*); supostamente seus diásporos terão sua dispersão garantida nesta paisagem. O gênero *Trichilia* (Meliaceae) engloba espécies do porte arbóreo-arbustivo cujos frutos são importantes na dieta de aves frugívoras e são consideradas presença indispensável na composição de reflorestamentos mistos destinados à recuperação da vegetação de áreas degradadas (Snow 1981, Lorenzi 2002, Pastore 2003). As espécies do gênero *Miconia* (Melastomataceae) apresentam frutos com características associadas à síndrome ornitócorica (Goldenberg 2000); são espécies pioneiras que em geral se estabelecem com o aparecimento de clareiras (Tabarelli e Mantovani 1999). A presença dessas plantas, especialmente em fragmentos de Mata Atlântica, certamente favorece a sobrevivência dos organismos envolvidos nas interações ave-plantas (Manhães et al. 2003).

Lanio melanops foi a espécie que apresentou uma maior densidade no PG (1,24 indivíduos/ha). No PG, esta ave consome e dispersa os diásporos de duas espécies do gênero *Trichilia*, dentre elas *Trichilia clausenii*, a espécie arbórea que tem o maior valor de densidade na porção norte do PEMG (Soares-Silva e Barroso 1992) e é recomendada para o adensamento de matas ou capoeiras degradadas de áreas de preservação, bem como para a composição de florestas heterogêneas destinadas à proteção permanente de áreas (Lorenzi 2002). Nos remanescentes florestais, *L. melanops* foi classificada como frequente e de alta abundância. Outra espécie dispersora de *T. clausenii* no PG é *T. sarrucura*, igualmente frequente e de

alta abundância nos fragmentos florestais. Para o local de estudo estas espécies de aves podem, então, ser consideradas como boas dispersoras de sementes.

Por outro lado, *Chiroxiphia caudata* apresentou uma das menores densidades no PG (0,15 indivíduos/ha), ocupou esporadicamente os remanescentes florestais e em uma baixa abundância. Para a região, esta espécie é considerada de média sensibilidade à fragmentação florestal (Anjos 2006). Em um estudo realizado por Hansbauer et al. (2008), *C. caudata* claramente evitou a borda e áreas próximas a ela em fragmentos localizados em Ibiúna, SP. A permeabilidade da borda da floresta é uma característica importante da conectividade funcional de uma paisagem fragmentada (Rittenhouse e Semlitsch 2006), porque os organismos têm que se aproximar da borda antes de sair dos fragmentos. Em uma paisagem fragmentada no sudeste do Brasil, indivíduos de *C. caudata* foram capazes de cruzar áreas abertas de até 130 m (com estimulação de playback; Uezu et al. 2005). Provavelmente a distância entre os remanescentes florestais e o efeito da borda sobre a espécie são suficientes para causar impacto na abundância e ocupação desta espécie nos remanescentes florestais desta paisagem. No PG *C. caudata* consumiu os diásporos de duas espécies de *Trichilia*. Se as espécies de *Trichilia* dependessem somente de *C. caudata* para a dispersão de seus diásporos, nesta paisagem as populações destas espécies vegetais estariam comprometidas; porém, outras espécies de aves dispersam seus diásporos, como, por exemplo, já citado anteriormente, *L. melanops*, frequente e de abundância alta nos fragmentos. Portanto, para algumas espécies de plantas, mesmo que alguns de seus dispersores ocorram em uma abundância baixa e esporadicamente nos fragmentos, outras espécies que consomem seus diásporos, frequentes e de abundância maior são agentes na sua dispersão. Como também é o caso das duas espécies de aves que tiveram uma ocupação frequente nos remanescentes, porém em uma abundância baixa (*S. maculirostris* e *T. leucomelas*), que dispersam três espécies de plantas (*Euterpe edulis*, *Eugenia moraviana* e *Trichilia pallida*). Mesmo estando presentes com uma densidade populacional baixa nos remanescentes florestais, essas espécies de aves foram frequentes na paisagem, e provavelmente desempenham seu papel na dispersão das espécies vegetais na maioria dos remanescentes florestais estudados.

Duas espécies de aves que se alimentam de frutos e estão presentes na paisagem fragmentada (*Penelope obscura* e *Patagioenas speciosa*) ocupam os

remanescentes esporadicamente e em abundância baixa e provavelmente por isso não foram amostradas no PG.

Tinamus solitarius e *Oxyruncus cristatus*, aves que se alimentam de frutos que só ocorreram na área referência PG são consideradas de alta sensibilidade à fragmentação florestal da região (Anjos 2006, Anjos et al. 2009). São aves de grande e médio porte, respectivamente. Espécies de aves grandes não estão presentes em fragmentos pequenos devido à área reduzida em relação às suas necessidades territoriais; em geral, a massa corpórea de aves florestais é proporcional ao tamanho do território (Brown e Sullivan 2005). *T. solitarius*, no estado do Paraná, ocorre somente em áreas protegidas de grande porte (Mikich e Bérnils 2004).

Espécies podem inicialmente sobreviver às modificações sofridas no habitat, mas depois de passado algum tempo podem vir a se extinguir. Em habitats fragmentados, muitas das espécies que sobreviveram inicialmente não serão capazes de persistir a longo prazo e então poderá haver um débito da extinção, que é o número ou a proporção de populações que eventualmente torna-se extinta após mudanças no habitat (Kuussaari et al. 2009). A probabilidade e a magnitude do débito de extinção depende das características da história de vida de uma determinada espécie, a configuração espaço-temporal das manchas de habitat, o tempo passado desde que o habitat foi alterado e a natureza da alteração (Kuussaari et al. 2009). Porém, antes que a extinção ocorra é necessário que se passe algum tempo (Hanski e Ovaskainen 2002). Embora um grande número de espécies de aves que se alimentam de frutos foi frequente e com uma alta abundância na paisagem fragmentada, não se sabe se essas espécies já se encontram no limite da extinção decorrente da fragmentação do habitat natural. É um erro assumir que todas as espécies existentes teriam populações viáveis se não ocorresse mais perda de habitat; a maneira de se manter as espécies é melhorar a qualidade da paisagem para tais espécies (Hanski e Ovaskainen 2002).

A maioria das aves que se alimenta de frutos não se especializa em uma ou em algumas espécies de frutos, mas sim consome uma grande variedade de tipos de frutos (Stiles 2000, Flörchinger et al. 2010, Pizo e Galetti 2010). Neste estudo, a densidade de espécies de aves não se correlacionou com a densidade de espécies de plantas. A seleção dos frutos pelas aves depende de um complexo conjunto de critérios, como por exemplo, a acessibilidade dos frutos, a morfologia da ave (que

restringe a facilidade de acesso aos frutos), o número de frutos produzidos, a variedade de cores, o tamanho dos frutos, a presença de compostos secundários e as recompensas nutricionais disponíveis (a qualidade e a quantidade de proteínas, lipídeos e carboidratos podem influenciar as preferências dos frugívoros; Moermond e Denslow 1985, Stiles 2000, Lotz e Schondube 2006, Francisco et al. 2007, Lefreve e Rodd 2009, Flörchinger et al. 2010).

A relação entre o tamanho da ave, principalmente o tamanho do bico, e a dimensão do diásporo define a habilidade de engolir eficientemente o fruto e/ou a semente (Moermond e Denslow 1985, Jordano 2000). Para as espécies vegetais do PG estudadas, este parece não ser um fator limitante, pois todas as aves têm a largura do bico maior que a média do diâmetro dos diásporos. Conforme o esperado, houve correlação entre a largura do bico e o diâmetro dos diásporos; espécies com maior tamanho corporal e conseqüentemente, maior largura do bico, podem ser consideradas como potenciais dispersoras de uma maior variedade de diásporos, pois incluíram em sua dieta diásporos com diâmetros pequenos ou grandes, enquanto que aves menores podem ser consideradas potenciais dispersoras de uma menor gama de espécies de plantas, pois consumiram somente frutos e/ou sementes pequenos. Aproximadamente 46% das 81 espécies de aves que se alimentam de frutos consideradas neste estudo são espécies de médio e grande porte (com massa corporal acima de 50 g). Essas espécies (e.g. *Penelope superciliares*, Pizo 2004) são importantes nos remanescentes, pois são capazes de engolir grandes frutos que têm grandes sementes, os quais espécies menores não conseguem consumir e conseqüentemente, dispersar.

Este estudo verificou o potencial que aves que se alimentam de frutos têm em dispersar sementes em uma paisagem fragmentada, através da análise de ROAPs. Embora apenas 18,5% das espécies de aves foram consideradas de alta abundância nos fragmentos, cerca de 40% das espécies de aves tiveram uma ocupação frequente nestes fragmentos, contribuindo para a dispersão das espécies vegetais cujos diásporos consomem. Ainda, quase a metade do total de espécies de aves que consomem frutos registradas nos fragmentos florestais são de médio e grande porte, participando da dispersão de uma maior variedade de diásporos. Por terem acesso a diversas fontes de recurso, aves frugívoras no PG com maiores populações não necessariamente se alimentam dos frutos de árvores com maiores

densidades; conforme esperado, houve uma correlação entre o tamanho da largura dos bicos das aves com os diásporos por elas dispersos.

As aves que se alimentam de frutos têm um importante papel na manutenção de diversas populações de plantas ao atuarem na dispersão de seus diásporos. No presente estudo verificou-se uma razoável riqueza de espécies que se alimentam de frutos na paisagem fragmentada (aproximadamente 63% do total de espécies registradas na região; Anjos 2002), talvez em função da alta conectividade entre os fragmentos. Torezan (2003) indica que para o norte do Estado do Paraná sobrou apenas 1% da floresta original, porém a paisagem fragmentada ao sul de Londrina a percentagem de floresta primária é alta, em torno de 19%. Assim, averiguar se as espécies que se alimentam de frutos se mantêm também em paisagens com menor conectividade entre fragmentos se mostra importante na avaliação de áreas prioritárias à conservação.

Agradecimentos

Agradecemos a Reginaldo Silva pelos dados de sua pesquisa com frugívoros no PEMG. O estudo foi apoiado pela Universidade Estadual de Londrina. Somos gratos ao IAP (Instituto Ambiental do Paraná) pela permissão concedida à realização da pesquisa no Parque Estadual Mata dos Godoy (autorização de pesquisa científica nº 177/09). À CAPES pelo apoio financeiro na forma de bolsa de mestrado à primeira autora.

Referências

ANJOS L dos E SCHUCHMANN K-L. 1997. Biogeographical affinities on the avifauna of the Tibagi river basin, Paraná drainage system, southern Brazil. *Ecotropica* 3: 43-65.

ANJOS L dos, SCHUCHMANN K-L E BERNDT R. 1997. Avifaunal composition, species richness and status in the Tibagi river basin, Paraná state, southern Brazil. *Ornitol Neotrop* 8: 145-173.

ANJOS L dos. 2002. Forest bird communities in Tibagi river hydrographic basin, southern Brazil. *Ecotropica* 8(1): 67-79.

ANJOS L dos, ZANETTE L E LOPES EV. 2004. Effects of fragmentation on the bird guilds of the Atlantic Forest in north Paraná, southern Brazil. *Ornitol Neotrop* 15 (Supl.): 137-144.

ANJOS L dos. 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. *Biotropica* 38(2): 229-234.

ANJOS L dos, BOCHIO GM, CAMPOS JV, MCCRATE GB E PALOMINO, F. 2009. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. *Rev Bras de Ornitol* 17(1): 28-36.

ANJOS L dos, VOLPATO GH, MENDONÇA LB, SERAFINI PP, LOPES EV, BOÇON R, SILVA ES da E BISHEIMER MV. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: VON MATTER S, STRAUBE FC, ACCORDI IA, PIACENTINI VQ E CÂNDIDO-JR JF., *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*, 1ª ed., Rio de Janeiro: Technical Books Editora, p 63-76.

ANTONGIOVANNI M E METZGER JP. 2005. Influence of matrix on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biol Conserv* 122: 441-451

ARGEL-DE-OLIVEIRA MM. 1998. Aves que plantam: frugivoria e dispersão de sementes por aves. *Bol CEO* 13: 9-23.

BABWETEERA F E BROWN N. 2009. Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests? *Biodivers Conserv* 18: 1611–1627

BAUM KA, HAYNES KJ, DILLEMUTH FP E CRONIN JT. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10): 2671-2676.

BENITEZ-MALVIDO J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv Biol* 12: 380-389.

BIBBY CJ, BURGESS ND E HILL DA. 1992. *Bird census techniques*, San Diego: Academic Press, 257 p.

BLONDEL J, FERRY C E FROCHOT B. 1970. La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par "stations d'écoute". *Alauda* 38: 55-71.

BROWN WP E SULLIVAN PJ. 2005. Avian community composition in isolated forest fragments: a conceptual revision. *Oikos* 111: 1-8.

COLLINS CD, HOLT RD E FOSTER BL. 2009. Patch size effects on plant species decline in an experimentally fragmented landscape. *Ecology* 90(9): 2577-2588.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS (2010) *Listas das aves do Brasil. 9ª Edição*. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 01 nov. 2010.

CORDEIRO NJ E HOWE HF. 2001. Low recruitment of trees dispersed by animals in African forest fragments. *Conserv Biol* 15(6): 1733-1741.

CORLETT RT. 2009. Seed dispersal distances and plant migration potential in tropical East Asia. *Biotropica* 41 (5): 592-598.

FERRAZ G, NICHOLS JD, HINES JE, STOUFFER PC, BIERREGAARD RO E LOVEJOY TE. 2007. A large-scale deforestation experiment: effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315: 238-241.

- FITZPATRICK JW. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers). In: DEL HOYO J, ELLIOTT A E CRISTIE DA. Handbook of the Birds of the World, vol. 9, Cotingas to Pipits and Wagtails, Barcelona: Lynx Edicions, p. 170-463.
- FLORCHINGER M, BRAUN J, BOHNING-GAESE K E SCHAEFER M. 2010. Fruit size, crop mass, and plant height explain differential fruit choice of primates and birds. *Oecologia* 164: 151–161.
- FRANCISCO MR, LUNARDI VO E GALETTI M. 2007. Bird attributes, plant characteristics, and seed dispersal of *Pera glabrata* (Schott, 1858), (Euphorbiaceae) in a disturbed cerrado area. *Braz J Biol* 67(4): 627-634.
- FOWLER J E COHEN L. 1995. Statistics for Ornithologists. 2nd ed., British Trust for Ornithology Guide N^o. 22, 150p.
- GARCIA D, ZAMORA R E AMICO GC. 2010. Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes. *Conserv Biol* 24(4): 1070-1079.
- GOLDENBERG R. 2000. O gênero *Miconia* Ruiz & Pav. (Melastomataceae): I. Listagens analíticas, II. Revisão taxonômica da seção *Hypoxanthus* (Rich. ex Dc.) Hook. F.. Tese de doutorado. Campinas: Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas.
- GOMES LGL, OOSTRAA V, NIJMANB V, CLEEFAM E KAPPELLE M. 2008. Tolerance of frugivorous birds to habitat disturbance in a tropical cloud forest. *Biol Conserv* 141: 860-871.
- GONDIM MJC. 2001. Dispersão de sementes de *Trichilia* spp. (Meliaceae) por aves em um fragmento de mata mesófila semidecídua, Rio Claro, SP, Brasil. *Ararajuba* 9 (2): 101-112.
- HANSBAUER MH, STORCH I, LEU S, NIETO-HOLGUIN JP, PIMENTEL RG, KNAUER F E METZGER JPW. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biol Conserv* 141: 782-791.
- HANSI I E OVASKAINEN O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conserv Biol* 16(3): 666-673.
- HENLE K, DAVIES KF, KLEYE M, MARGULES C E SETTELE J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodivers Conserv* 13: 207-251.
- HENRY M, PONS JM E COSSON JF. 2007. Foraging behavior of a frugivorous bat help bridge landscape connectivity and ecological processes in a fragmented landscape. *J Anim Ecol* 76: 801-813.
- HERRERA JM E GARCÍA D. 2010. Effects of forest fragmentation on seed dispersal and seedling establishment in ornithochorous trees. *Conserv Biol* 24(4): 1089-1098.
- HOWE HF E MIRITI MN. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience* 54 (7): 651-660.

JOHST K, BRANDL R E EBER S. 2002. Metapopulation persistence in dynamic landscapes: the role of dispersal distance. *Oikos* 98: 263-270.

JORDANO, P. 2000. Fruits and frugivory In: FENNER M., *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd ed., Wallingford: CAB International, p. 125-165.

JORDANO P, GALETTI M, PIZO MA E SILVA WR. 2006. Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE CF, BERGALLO HG E SANTOS MA., *Biologia da conservação: essências*, São Paulo: Editorial Rima, p. 411-436.

KUUSSAARI M, BOMMARCO R, HEIKKINEN RK, HELM A, KRAUSS J, LINDBORG R, OCKINGER EO, PERTEL M, PINO J, RODÀ F, STEFANESCU C, TEDER T, ZOBEL M E STEFFAN-DEWENTER I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol Evol* 24: 564-571.

LEFREVE KL E RODD FH. 2009. How human disturbance of tropical rainforest can influence avian fruit removal. *Oikos* 118(9): 1405-1415.

LEHOUCK V, SPANHOVE T, COLSON L, ADRINGA-DAVIS A, CORDEIRO NJ E LENS L. 2009. Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior tree in a fragmented African cloud forest. *Oikos* 118: 1023-1034.

LORENZI H. 2002. *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*, vol 1., 4^a ed., Nova Odessa: Instituto Plantarum, 384 p.

LOTZ CN E SCHONDUBE JE. 2006. Sugar preferences in nectar-and-fruit-eating birds: behavioral patterns and physiological causes. *Biotropica* 38(1): 3-15.

MANHÃES MA, ASSIS LCS E CASTRO RM. 2003. Frugivoria e dispersão de sementes de *Miconia urophylla* (Melastomataceae) por aves em um fragmento de Mata Atlântica secundária em Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. *Ararajuba* 11(2): 173-180.

MARTENSEN AC, PIMENTEL RG E METZGER JP. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biol Conserv* 141: 2184-2192.

MIKICH SB E SILVA SM. 2001. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de floresta estacional semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Bot Bras* 15(1): 89-113.

MIKICH SB E BÉRNILS RS. 2004. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná*, Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 763 p.

MITTERMEIER RA, DA FONSECA GAB, RYLANDS AB E BRANDON K. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conserv Biol* 19(3): 601-607.

MOERMOND, T. C.; DENSLOW, J. S. 1985. Neotropical avian frugivores: patterns of behaviour, morphology and nutrition, with consequences for fruit selection. In: BUCKLEY, P. A.; FOSTER, M. S.; MORTON, E. S.; RIDGEKY, R. S.; BUCKLEY, F. G. *Neotropical Ornithol*, Washington: American Ornithologists' Union, p. 865-897. (*Ornithological Monographs*, n. 36).

MURCIA C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10: 58-62.

- PASTORE JA. 2003. Meliaceae. In: WANDERLEY MGL, SHEPERD GJ, GIULIETTI AM E MELHEM TS., Flora fanerogâmica do Estado de São Paulo, São Paulo: FAPESP/Rima, p. 225-237
- PIZO MA. 2004. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. *Ornitol Neotrop* 15 (Suppl): 117-126.
- PIZO MA E GALETTI M. 2010. Métodos e perspectivas do estudo da frugivoria e dispersão de sementes por aves. In: VON MATTER S, STRAUBE FC, ACCORDI IA, PIACENTINI VQ E CÂNDIDO-JR JF., *Ornitologia e Conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*, 1ª ed., Rio de Janeiro: Technical Books Editora, p.493-504.
- PIZO MA E dos SANTOS BT. 2010. Frugivory, post-feeding flights of frugivorous birds and the movement of seeds in a brazilian fragmented landscape. *Biotropica*. no. doi: 10.1111/j.1744-7429.2010.00695.x
- RENJIFO LM. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecol Appl* 11(1): 14-31.
- RESTREPO C E GOMEZ N. 1998. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. *Ecol Appl* 8: 170-183.
- RESTREPO C, GOMEZ N E HEREDIA S. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology* 80: 668-685.
- RIBEIRO MC, METZGER JP, MARTENSEN AC, PONZONI FJ E HIROTA MM. 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, SIMON JE E DE MATTOS GT. 2003. Birds extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conserv Biol* 17(6): 1827-1839.
- RITTENHOUSE TAG E SEMLITSCH RD. 2006. Grasslands as movement barriers for a forest-associated salamander: Migration behavior of adult and juvenile salamanders at a distinct habitat edge. *Biol Conserv* 131: 14-22.
- SCHEMSKE DW, BROKAW N. 1981. Treefalls and the distribution of understory birds in a tropical forest. *Ecology* 62: 938-945.
- SICK H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 862 p.
- SILVA RJ. 2000. Comportamento alimentar de aves comedoras de frutos no Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, sul do Brasil. Monografia. Universidade Estadual de Londrina.
- SILVA FC E SOARES-SILVA LH. 2000. Arboreal flora of the Godoy Forest State Park, Londrina, PR, Brazil. *Edinb J Bot* 57(1): 107-120.
- SOARES FS E MEDRI ME. 2002. Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI ME, BIANCHINI E, SHIBATTA OA E PIMENTA JA., *A bacia do rio Tibagi*, Londrina: Ed. dos editores, p. 69-79

SOARES-SILVA LH E BARROSO GM. 1992. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta na porção norte do Parque Estadual Mata dos Godoy, Londrina, PR, Brasil. Anais VIII Congresso SBSP: p. 101-112.

SNOW DW. 1981. Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica* 13 (1): 1-14.

STAGGEMEIER VG E GALETTI M. 2007. Impacto humano afeta negativamente a dispersão de frutos ornitocóricos: uma perspectiva global. *Rev Bras Ornitol* 15(2): 281-287.

STILES EW. 2000. Animals as seed dispersers. In: FENNER M., *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd ed., Wallingford: CAB International, p. 111-124.

TABARELLI M E MANTOVANI W. 1999. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. *Rev Brasil Biol* 59(2): 251-261.

TABARELLI M, AGUIAR AV, RIBEIRO MC, METZGER JP E PERES CA. 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biol Conserv* 143: 2328-2340.

THOMAS L, BUCKLAND ST, REXSTAD EA, LAAKE JL, STRINDBERG S, HEDLEY SL, BISHOP JRB, MARQUES TA AND BURNHAM KP. 2010. Distance software: design and analyses of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.

TOREZAN JMD. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In: MEDRI ME, BIANCHINI E, SHIBATTA OA E PIMENTA JA., *A bacia do rio Tibagi*, Londrina: Ed. dos editores, p. 103-107.

TOREZAN JMD. 2003. Fragmentação florestal e prioridades para a conservação da biodiversidade. Tese de doutorado. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

UEZU A, METZGER JP E VIELLIARD JME. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol Conserv* 123: 507-519.

UEZU A, BEYER DD, METZGER JP. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers Conserv* 17:1907-1922.

VAN DER PIJL L. 1982. *Principles of seed dispersal in higher plants*, 3rd ed., New York: Springer-Verlag, 214 p.

VAN HOUTAN KS, PIMM SL, HALLEY JM, BIERREGAARD RO E LOVEJOY TE. 2007. Dispersal of Amazonian birds in continuous and fragmented forest. *Ecol Lett* 10:219-229.

VICENTE RF. 2006. O Parque Estadual Mata dos Godoy. In: TOREZAN JMD. *Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy*, Londrina: Itedes, p. 13-18.

WATSON JEM, WHITTAKER RJ E FREUDENBERGER D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *J Biogeogr* 32: 1353-1370.

WEIR JES E CORLETT RT. 2007. How far do birds disperse seeds in the degraded tropical landscape of Hong Kong, China? *Landscape Ecol* 22: 131–140.