Carlos Ernesto Candia-Gallardo

**O valor de corredores florestais para a
conservação de aves em paisagens fragmentadas**

The value of forest corridors to bird conservation in
fragmented landscapes

São Paulo

2010

Carlos Ernesto Candia-Gallardo

O valor de corredores florestais para a
conservação de aves em paisagens
fragmentadas

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências da Universidade de São
Paulo para a obtenção de Título de
Mestre em Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Jean Paul Metzger

São Paulo

2010

Ficha Catalográfica

Candia-Gallardo, Carlos Ernesto
**O valor de corredores florestais para a
conservação de aves em paisagens
fragmentadas**

102 páginas.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. Corredores florestais 2. Aves 3.
Mata Atlântica I. Universidade de São
Paulo. Instituto de Biociências.
Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr. Jean Paul Metzger

Orientador

Dedicatória

Dedicado à
Renata,
Marianita,
Raquel
e Juan

Epígrafe

“Ada gula, Ada semut” – Onde há açúcar há formigas

Provérbio Indonésio

“Terra sem florestas, mar sem peixes”

Velho provérbio de Okinawa

“A arte de escutar é como uma luz que dissipa a escuridão da ignorância”

Dalai Lama

“O olho grande acaba com a humanidade”

Domínio popular

Agradecimentos

Primeiramente gostaria de agradecer a incrível oportunidade que foi ser aluno de um Programa de Pós-Graduação na Universidade de São Paulo. Vivi experiências muito valiosas nesse percurso. Tive a oportunidade de conhecer idéias, pessoas e lugares que engrandeceram sobremaneira minha existência. Então, por essa experiência única agradeço em primeiro lugar o povo brasileiro, o qual custeou minha formação. É triste e vergonhoso que apenas uma pequena parcela da população tenha a oportunidade de viver essa experiência.

Gostaria de agradecer muito ao meu orientador Jean Paul Metzger. Estimulo intelectual, parceria e liberdade são três palavras com as quais defino nossa interação. Suas atitudes frente ao debate acerca das modificações no Código florestal fizeram com que eu tenha muito orgulho de ser seu aluno.

Agradeço aos meus parceiros de pesquisa Marcelo Awade e Cintia Cornelius. Conseguimos fazer um trabalho em rede, e com certeza a qualidade da minha (nossa) pesquisa ficou muito melhor com seus *inputs*.

Os Doutores Renata Pardini, Paulo Inácio Prado, Katie Sieving, Patrick Zollner, Gonçalo Ferraz, Glauco Machado, Alexandre Adalardo, Paulo Antas, Paulo Guimarães, Luís Fábio Silveira, Luís Schiesari, Nádia Barros, Pérsio Santos, Vânia Pivello, Ricardo Abramovay e Luís Antonio Bittar Venturi influíram direta ou indiretamente, mas sempre de forma positiva, neste trabalho.

Agradeço demais aos amigos que me ajudaram em campo, em diferentes fases e contextos: José Roberto Mello Junior (Magrão), Gregório Menezes, Marcelo Awade, Gustavo Silveira, Charlie Xaliba Flesch, Zé Mário Belotti Ghelere, Ricardo Marcelino (Blackson) e René Santos (Deilão). Tamo junto!

Agradeço também aos financiadores deste estudo: a Capes, a qual me concedeu uma bolsa de estudos; ao Ministério de Educação e Pesquisa do governo Alemão (BMPF), ao CNPq e a Petrobrás, os quais financiaram esta pesquisa. A Petrobrás também financiou minha ida a ao Congresso da Associação para Biologia Tropical e Conservação

(ATBC) na Indonésia, uma oportunidade única de mostrar e ter *feedback* sobre minha pesquisa, além de uma experiência pessoal única.

O CEMAVE e o ICMBio forneceram licenças para capturar, anilhar, translocar e monitorar aves com rádio-telemetria (permission numbers 2959/2 and 14568-2).

Agradeço aos colegas de Lab pela ótima companhia e discussões: Leandro Tambosi, Mari Biz, Mariana Vidal, Erica Hasui, Rafa Pimentel, Paula Lira, Alexandre Tank Martensen, Miltinho Astronauta Ribeiro, Cristina Banks, Taís, Alexandre Igari, Danilo Boscolo e Wellington Bispo.

Um salve também aos colegas de campo Gustavo Oliveira, Celso Parruco, Enrico, Fabi Umetsu, Cris Jurinitz, Gabi Bieber, Juliana Vendramini, Marcel Vaz, Camila Pagotto, Bruno Pinotti e Thais Martins.

A Dalva Mólnar pela assistência incondicional sempre acompanhada de bom humor e simpatia.

E por último, mas não menos importante aos grandes amigos Samuca, Roque e Nando de Gaspari, George & Karen (+ Sarinha), Tereza Tetê, Noni, cAninha, Tessa, Rafiki, Tati Trevisan, Tati Possato (*in memorian*), Lama, Satoshi Nakayasu, Thomas, Bogão & Manô, Pitú, Denis Fernandes, André Bottini, MBS, Schunck, Giuliana Benedicto, Talita Zupo, Gandhi & Lucia Paçoca, Paula Valdujo, Humberto Teté, Grá & Clement, Kika, Francisco Dénes, Fritz, Ciba, Fabio Barbara, Marta Lange, Liss, Robertinha Thomaz, Andrés Primo, Marco Antonio Granzinoli, Marco Antonio Souza, Girafa, Leo Malagoli, Angelito (*in memorian*) & Ana, Rodolpho Credo Rodrigues, Juliana de Luca, Darius Boto Tubelis, Renato Lima, Marília Gaiarsa, Laura Alencar, Dani Soltys, Oda & Cecília, Saci, Gabi Zuquim, Minduin, Ju Ferreira, Claudia Martinelli, Tiago Sobreira, PH, Marcão Kawall, Santiago Palacios, Kabessa, Capi, Taise Farias, Felipe Rego, Jorge Cunha, Felipe BG Pinto-Sobrinho, Els & Alexandre, Anahi & Mazón.

P.S: A redação da dissertação foi feita em “nós” pela natureza colaborativa do projeto.

Índice

Capítulo 1- Introdução Geral	01
Capítulo 2. Importância do tipo e largura de corredores florestais sobre a riqueza e composição de aves	13
Capítulo 3. Corredores florestais promovem conectividade? Uma abordagem experimental	50
Capítulo 4. Discussão geral e conclusões	82
Resumo geral	93
Abstract	94

Capítulo 1

Introdução geral

A crise da biodiversidade

O ser humano é responsável por numerosos eventos de declínio e extinção de espécies, e pela generalizada deterioração da qualidade do ar, da água e dos solos – os recursos básicos dos quais toda a vida depende (BENNETT 2003). Tal degradação do ambiente não é fenômeno novo, porém a rapidez e escala global na qual estas mudanças vêm ocorrendo causam grande preocupação. Estima-se que as atividades humanas tenham acelerado a taxa de extinção de espécies em cerca de mil vezes, e projeções estimam que em um futuro próximo este valor possa chegar a dez mil vezes (UNEP/GRID-ARENDAL 2005). Extinções de espécies podem interromper processos ecológicos vitais, tais como polinização e dispersão de sementes, levando a perdas em cascata, colapso de ecossistemas e taxas de extinção ainda maiores (SODHI et al. 2009).

A principal causa da perda de biodiversidade é a destruição dos habitats naturais decorrente das atividades humanas (DIRZO e RAVEN 2003, SODHI et al. 2009). Neste processo, paralelamente à redução da extensão do habitat original, ocorrem também alterações na distribuição e configuração espacial do habitat remanescente, a chamada fragmentação (FAHRIG 2003). A perda do habitat e a fragmentação *per se* podem ter efeitos distintos, facilmente confundíveis (FAHRIG 2003). A redução do habitat diminui a quantidade de indivíduos que podem viver em uma determinada área, enquanto que o isolamento do habitat pode diminuir ou até mesmo impedir os movimentos de indivíduos entre as manchas remanescentes (RICKETTS 2001). De fato, a viabilidade de populações em paisagens fragmentadas é considerada, pelo menos em parte, dependente da habilidade de seus indivíduos se movimentarem entre os remanescentes de habitat (TAYLOR et al. 1993, ALDER e NUERNBERGER 1994, GONZALEZ et al. 1998, ZOLLNER e LIMA 2005).

O futuro das espécies de florestas tropicais dependerá em parte de sua capacidade de sobreviver em paisagens modificadas pelos humanos (GARDNER et al. 2009). De modo geral, o corpo de teorias espaciais usadas em biologia da conservação (e.g. biogeografia de ilhas, metapopulações, modelos fonte-dreno, teoria da percolação) tem chamado a atenção para a importância da conectividade sobre a estrutura das populações e comunidades em paisagens fragmentadas (HARRISON e BRUNA 1999). Conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem de facilitar os fluxos biológicos entre os fragmentos de habitat (URBAN e SHUGART 1986, TAYLOR et al.

1993). Há assim perspectivas que estratégias para aumentar a conectividade da paisagem, tal como a implantação de corredores para promover movimento, podem desempenhar um papel importante na redução dos efeitos da perda e fragmentação do habitat (KAREIVA e WENNERGREN 1995, HARRISON e BRUNA 1999).

A controvérsia dos corredores

Corredores, i.e., faixas estreitas de habitat que conectam estruturalmente dois fragmentos de habitat que de outra forma estariam isolados (TISCHENDORF e FAHRIG 2000), são freqüentemente reconhecidos como elementos úteis para manter a biodiversidade em paisagens fragmentadas (BENNETT 2003, LAURANCE 2004). Dentre os benefícios atribuídos aos corredores estão: (1) facilitar movimentos entre fragmentos isolados, (2) fornecer habitat e (3) promover serviços ambientais (LAURANCE 2004). De fato, corredores podem ser importantes componentes de sistemas regionais de conservação, retendo espécies importantes ou exemplos representativos de tipos de vegetação que podem complementar aqueles de outras reservas (HOBBS 1992). Corredores também podem reduzir a erosão pela água e vento, reduzir a entrada de compostos químicos e nutrientes nas bacias, contribuindo com a qualidade e fluxo da água, além de aumentar o apelo estético da paisagem (HOBBS 1992, ROSENBERG et al. 1997, LAURENCE 2004).

Corredores tornaram-se, de fato, pedras angulares da conservação moderna (CHETKIEWICZ et al 2006). Diversos projetos de conservação em diferentes regiões do planeta focaram-se no uso de corredores (VOS et al. 2002). Não obstante, a efetividade de corredores como estratégia de conservação, especialmente o seu papel como promotores de movimento, tem sido alvo de caloroso debate nas últimas duas décadas (e.g. HOBBS 1992, SIMBERLOFF et al. 1992, BEIER e NOSS 1998, HADDAD et al. 2000, LEVEY et al. 2005, PROCHE et al. 2005). As críticas a respeito dos corredores se concentram ao redor de três pontos: (1) não haveria evidência científica suficiente para demonstrar os eventuais benefícios de conservação dos corredores, (2) eventuais efeitos negativos dos corredores poderiam sobrepujar seus benefícios e (3) corredores podem não ser a opção com melhor custo-benefício em relação a outras formas de usar os escassos recursos destinados à conservação (BENNETT 2003).

De fato, para averiguar a eficácia de corredores em promover conectividade não basta demonstrar que estes são usados para movimentos - é preciso demonstrar que em sua ausência os movimentos não ocorrem ou ocorrem em frequência muito baixa (BEIER e NOSS 1998). O fato de dois fragmentos serem isolados estruturalmente não implica que indivíduos de uma dada espécie não sejam capazes de mover-se entre eles. Da maneira inversa, o fato de dois fragmentos estarem conectados por um corredor não implica que indivíduos de alguma outra espécie sejam capazes de mover-se de um fragmento para o outro (TAYLOR et al. 2006). Portanto, conectividade estrutural, a qual é um atributo da paisagem (e.g., presença ou não de corredores), nem sempre prevê conectividade funcional, a qual é atributos dos indivíduos (e.g., se eles tem habilidade para se mover entre dois fragmentos). Não obstante, o conceito de conectividade - na forma de métricas estruturais da paisagem - vem sendo cada vez mais usado na tomada de decisões de conservação em paisagens fragmentadas (VOS et al. 2002, BAGUETTE e VAN DYCK 2007). Métricas de conectividade estrutural não fazem sentido se não forem ponderadas pela ou relacionadas à capacidade de movimento das espécies-focais, a qual é, muitas vezes, desconhecida (CALABRESE e FAGAN 2004, BAGUETTE e VAN DYCK 2007). Uma comparação de métricas simples de conectividade com estimativas empíricas de movimentação revelou que nenhuma dessas métricas teve bom desempenho em prever taxas de movimento (WINFREE et al. 2005). Portanto, corredores devem ser projetados levando-se em conta os processos envolvidos no comportamento de movimentação dos indivíduos, indo além dos aspectos puramente estruturais da paisagem (TAYLOR et al. 2006, CHETKIEWICZ et al. 2006).

Dentre os possíveis aspectos negativos apontados acerca dos corredores estão a possibilidade destes funcionarem como rotas para espécies invasoras, pestes e doenças, que de outra forma poderiam não se expandir (SIMBERLOFF et al. 1992, PROCHE et al. 2005); a possibilidade de que corredores facilitem a movimentação de espécies que já são relativamente móveis e que não funcionem para aumentar os movimentos de espécies mais sedentárias, justamente as que se prejudicam com a fragmentação (HOBBS e HOPKINS 1991, HOBBS 1992); e a possibilidade de que os corredores possam funcionar como drenos populacionais, atraindo os organismos das manchas de habitat para corredores dominados por efeito de borda, com altos riscos de predação e mortalidade (HENEIN e MERRIAM 1990, HOBBS 1992, LAURANCE 2004).

Mesmo os trabalhos de revisão mais recentes não apresentam conclusões definitivas sobre o debate dos corredores, apesar de que na última década têm surgido diversas evidências de que estes podem facilitar movimentos. Por exemplo, uma recente meta-análise de estudos empíricos replicados e com controles concluiu que os corredores aumentam a mobilidade de espécies em áreas fragmentadas (GILBERT-NORTON et al. 2010). Não obstante, outra revisão concluiu que as evidências empíricas disponíveis são ambíguas quanto aos efeitos positivos de corredores sobre populações e comunidades (HADDAD e TEWKSBURY 2006). Mais estudos são necessários para averiguar se as maiores taxas de movimento promovidas pelos corredores influem positivamente na demografia e persistência das populações, e em última instância, na manutenção da biodiversidade local e regional (HADDAD e TEWKSBURY 2006). Existem, porém, dificuldades práticas em se medir como o movimento afeta populações e comunidades em manchas de habitat (HARRISON e BRUNA 1999). Ainda, o impacto de corredores na expansão de espécies exóticas, doenças e pestes ainda carece de documentações empíricas (LEVEY et al. 2005), e o custo-benefício da implantação de corredores frente a outras ações de conservação, tal como a proteção de áreas isoladas ou o aumento da área e qualidade de manchas de habitat, permanece em aberto (no entanto ver FALCY e ESTADES 2007).

A conservação da biodiversidade na Mata Atlântica

Como a biodiversidade não está distribuída de forma homogênea no planeta (DIRZO e RAVEN 2003), a destruição de habitats em áreas ricas em biodiversidade pode ter um efeito desproporcional sobre a perda de espécies. *Hotspot* é um termo cunhado para definir regiões com alto número e endemismo de espécies em conjunto com altas taxas de destruição de habitat (MYERS et al. 2000). A Mata Atlântica é considerada um dos cinco principais *hotspots* do planeta. Já perdeu pelo menos 84% de sua extensão original e cerca de 80% de seus remanescentes estão distribuídos em fragmentos de menos de 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009). Não obstante, e apesar de ter em seus domínios cerca de 70% da população do Brasil (cerca de 120 milhões de pessoas - MMA 2002), a Mata Atlântica ainda abriga numerosas e únicas espécies (MYERS et al. 2000), muitas das quais se encontram ameaçadas de extinção – cerca de 3 mil espécies de plantas, 35

de mamíferos e 104 de aves (PINTO e BRITO 2005). Promover a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica é, portanto, um enorme desafio (METZGER 2009).

O Código Florestal Brasileiro (Lei Federal nº 4.771, de 15/09/1965) impõe a preservação de faixas de vegetação nativa ao longo dos cursos d'água, sendo que a largura das faixas varia em função da largura dos cursos. Estas faixas, em conjunto com topos e encostas de morro, dunas, restingas e áreas acima de 1.800 m de altitude, são coletivamente chamadas de Áreas de Proteção Permanente (APP). O Código prevê também a preservação de uma porcentagem da vegetação nativa de cada propriedade, a qual varia de acordo com o bioma (20% na Mata Atlântica), a chamada Reserva Legal.

Em virtude do Código Florestal, grande parte dos corredores florestais na Mata Atlântica são matas ciliares e áreas ripárias conectando fragmentos remanescentes mantidos como Reserva Legal. Não obstante, é muito comum observar propriedades que desrespeitam o Código (SPAROVEK *et al.* 2010) por estarem com as APP parcial ou totalmente ocupadas e/ou com pouca ou nenhuma Reserva Legal. No estado de São Paulo, inclusive, foi promulgada uma lei (Lei Estadual nº. 9.989, de 22/05/1998) que obriga a recomposição florestal, por parte dos proprietários, das áreas de APP situadas ao longo dos rios e demais cursos d'água.

Durante o ano de 2010 esteve em trâmite uma proposta de revisão do Código Florestal (Projeto de Lei 1876/99), na qual é prevista, entre outras medidas, a diminuição das Reservas Legais e a redução da largura das faixas de APP ao longo dos cursos d'água. Tal redução na proteção da vegetação nativa provavelmente terá efeitos negativos sobre a conservação da biodiversidade, dos solos e dos recursos hídricos, além de efeitos positivos sobre as emissões de gases do efeito estufa (DEVELEY e PONGILUPPI 2010, METZGER 2010, METZGER *et al.* 2010, MICHALSKI *et al.* 2010, SPAROVEK *et al.* 2010, TUNDISI e TUNDISI 2010). Apesar de haver um consenso entre pesquisadores de que as alterações do Código tal como a redução da largura das APP terão efeitos negativos sobre a biodiversidade (ver citações acima), pouquíssimas pesquisas empíricas no Brasil (e em particular na Mata Atlântica), avaliaram o papel da largura de corredores florestais sobre a riqueza de espécies (LEES e PERES 2008). Os poucos dados disponíveis indicam que as larguras de APP estipuladas pelo Código vigente deveriam, em muitos casos, ser até expandidas (METZGER 2010).

Há também poucos estudos que avaliaram o papel de corredores como facilitadores de movimento em paisagens tropicais fragmentadas (LAURANCE 2004, NAXARA 2008). Considerando a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica, permanecem em aberto questões tais como: Corredores são utilizados apenas por espécies generalistas ou também por espécies florestais sensíveis à fragmentação/perda de habitat? Como a largura dos corredores influi na riqueza de espécies florestais? Corredores realmente promovem conectividade? As respostas a estas perguntas permitiriam quantificar com maior embasamento os efeitos da proposta de alteração do Código florestal sobre a biodiversidade na Mata Atlântica. Sob uma óptica mais teórica, a ligação entre os efeitos de corredores sobre a conectividade e seus efeitos sobre a demografia e persistência das populações e, em última instância, na manutenção da biodiversidade local e regional, é crítica para o apropriado uso dos corredores em ações de conservação (HADDAD e TEWKSBURY 2006).

Objetivos e abordagem

O objetivo geral desta dissertação foi avaliar, a partir de uma abordagem empírica, o papel de corredores florestais na conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo. Para tanto conduzimos dois estudos, um focando nas respostas da comunidade de aves florestais à largura e ao tipo de corredor, e outro experimental, focando no comportamento de movimentação de indivíduos de uma espécie de ave de sub-bosque na presença e na ausência de corredores. Escolhemos as aves como grupo de estudo por sua ecologia ser relativamente bem conhecida (STOTZ et al. 1996) e por serem um grupo cuja amostragem tem bom custo-benefício (STOTZ et al. 1996, GARDNER et al. 2008). Além disso, as aves apresentam grande variedade de respostas à perturbações ambientais, característica que as tornam boas indicadoras da integridade dos habitats (STOTZ et al. 1996).

No capítulo 2 realizamos um estudo observacional no nível da comunidade para analisar o potencial de corredores como habitat para aves florestais. Avaliamos o efeito da largura e do tipo de corredor (corredor ripário x corredor não-ripário) sobre a riqueza e composição de espécies. Ao modelar a relação entre riqueza e composição de espécies e largura dos corredores esperamos fornecer subsídios para avaliar com mais acurácia os

efeitos de reduções ou ampliações da largura das APP sobre a conservação da biodiversidade.

No capítulo 3 utilizamos um estudo experimental no nível do indivíduo para avaliar se corredores facilitam os movimentos do olho-de-fogo (*Pyriglena leucoptera*, Passeriformes, Thamnophilidae), uma ave de sub-bosque endêmica da Mata Atlântica. Devido ao grande esforço e tempo necessários para rastrear movimentos individuais, esta análise foi restrita a apenas uma espécie, a qual foi criteriosamente escolhida (ver **capítulo 3**). A partir de translocações de indivíduos (BÉLISLE 2005) marcados com rádio-transmissores, nós mensuramos alguns comportamentos de movimentação em situações contrastantes de conectividade estrutural. Analisamos, especificamente, se e como a estrutura da paisagem (presença ou não de corredores) e o sexo dos indivíduos afetaram seu comportamento de movimentação em diferentes estágios da dispersão (*sensu* IMS e Yoccoz 1996, BAGUETTE e VAN DYCK 2007). Finalmente, no capítulo quatro apresentamos as conclusões gerais oriundas destes estudos.

Referências bibliográficas

- Alder, F. R. e Nuernberger, B. 1994. Persistence in patchy irregular landscapes. *Theoretical Population Biology* 45, 41-75.
- Baguette, M. e Van Dyck, H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22, 1117-1129.
- Beier, P. e Noss, R. F. 1998. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86, 1988–1995.
- Bennett, A. F. 2003. *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Gland e Cambridge: IUCN. 254 pp.
- Capparella, A. P. 1988. Genetic variation in neotropical birds: implications for the speciation process. *Proceedings of the International Ornithological Congress* 19, 1658–1664.
- Chetkiewicz, C. L. B., St. Clair, C. C. e Boyce, M. S. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37, 317-342.

- Dean, W. 1996. *A Ferro e Fogo: A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.
- Develey, P. F. e Pongiluppi, T. 2010. Impactos potenciais na Avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* 10. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00610042010>.
- Dirzo, R. e Raven, P. H. 2000. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 137-167.
- Calabrese, J. M. e Fagan, W. F. 2004. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2: 529-536.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
- Falcy, M. R. e Estades, C. F. 2007. Effectiveness of corridors relative to enlargement of habitat patches. *Conservation Biology* 21, 1341-1346.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Araujo, I. S., Avila-Pires, T. C. S., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda- Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., da Silva, M. N. F., da Silva Motta, C., Peres, C. A., 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11, 139-150.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R. M., Harvey, C. A., Peres, C. A. e Sodhi, N. S. 2009. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecology Letters* 12, 561-582.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R. e Beard, K. H. 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24, 660-668.
- Haddad, N. M. e Tewksbury, J. J. 2006. Impacts of corridors on populations and communities. Em: Crooks K. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 390-415.
- Haddad, N. M., Rosenberg, D. K. e Noon, B. R. 2000 On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conservation Biology* 14, 1543-1545.
- Harris, R. J. e Reed, J. M. 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Annales Zoologici Fennici* 39, 275-290.
- Harrison, S. e Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225-232.
- Henein, K. e Merriam, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4, 157-170.

- Hobbs, R. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7, 389-392.
- Ims, R. A. e Yoccoz, N. G. 1997. Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration, and colonization. Em: Hanski, I. A. e Gilpin, M. E. (editores), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. London: Academic Press, pp. 247-265.
- Kareiva, P. e Wennergreen, U. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature* 373, 299-302.
- Laurance, S. G. W. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. Em: Schroth, G., Fonseca, G. A. B. D., Harvey, C. A., Gascon, C., Vasconcelos, H. L. e Izac A. M. N. (editors), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington D. C: Island Press. pp. 50-63.
- Lees, A. C. e Peres, C. A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22, 439-49.
- Lees, A. C. e Peres, C. A. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118, 280-290.
- Levey, D. J., Bolker, B. M., Tewksbury, J. J., Sargent, S. e Haddad, N. M. 2005. Response to Proche et al. *Science* 310, 782-783.
- Merriam, G. 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. Em: Saunders, D. A. e Hobbs, R. J. (editores), *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. New South Wales: Surrey Beatty, Chipping Norton, pp. 71-87.
- Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 142, 1138-1140.
- Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 8, 92-99.
- Metzger, J. P., Lewinsohn, T. M., Joly, C. A., Verdade, L. M., Martinelli, L. A. e Rodrigues, R. R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? *Science* 329, 276-277.
- Ministério do Meio Ambiente. 2002. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, MMA, 404 pp.
- Moore, R. P., Robinson, W. D., Lovette, I. J. e Robinson, T. R. 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecology Letters* 11, 960-968.

- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- Naxara, L. R. C. 2008. Importância dos corredores ripários para a fauna: pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Pinto, L. P. e Brito, M. C. W. 2005. Dinâmica da perda da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira: uma introdução. Em: Galindo-Leal, C. e Câmara, I. G. (editores), *Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas*. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- Proche, S., Wilson, U., Veldtman, R., Kalwij, J. M., Richardson, D. M. e Chown, S. L. 2005. Landscape Corridors: Possible Dangers? *Science* 310, 781-782.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. e Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
- Ricketts, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist* 158, 87-99.
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R. e Meslow, E. C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47, 677–687.
- Sekercioglu, C. 2009. Tropical ecology: riparian corridors connect fragmented forest bird populations. *Current Biology* 19, 210-213.
- Simberloff, D. S., Farr, J. A., Cox, J. e Mehlman, D. W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments ? *Conservation Biology* 6,493-504.
- Sodhi, N. S., Brook, B. W. e Bradshaw C. A. J. 2009. Causes and consequences of species extinctions. Em: Levin, S. A. (editor), *Princeton Guide to Ecology*. Princeton: Princeton University Press, pp. 514-520.
- Sparovek, G., Barretto, A., Klug, I. e Berndes, G. 2010. Considerações sobre o Código Florestal brasileiro. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, Brasil. Disponível em: http://eco.ib.usp.br/lepac/codigo_florestal/Sparovek_etal_2010.pdf. Acessado em 15 de novembro de 2010.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker, T. A. e Ill Moskovits, D. K. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press.
- Stratford, J. e Robinson, W. D. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 85-92.

- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. e Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571–573.
- Taylor, P. D., Fahrig, L. e With, K. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Em: Crooks, K. R. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press , pp. 29-43.
- Tundisi, J. G. e Tundisi, T. M. 2010. Potencial impacts of changes in the Forest Law in relation to water resources. *Biota Neotropica* 10 (4). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn01110042010>.
- Tischendorf, L. e Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.
- UNEP/GRID-Arendal. 2005. Species extinction rates. UNEP/GRID-Arendal Maps and Graphics Library. Disponível em: <http://maps.grida.no/go/graphic/species-extinction-rates>. Acessado em 12 de novembro de 2010.
- Urban, D. e Shugart, H. H. 1986. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. Em: Verner, M. L., Morrison, M. L. e Ralph, C. J. (editores), *Modeling habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. Wisconsin: The University of Wisconsin Press, pp. 273-279.
- Vos, C. C., Baveco, H. e Grashof-Bokdam, C. J. 2002. Corridors and species dispersal. Em: Gutzwiller, K.J. (editor), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*. New York: Springer-Verlag, pp. 84–104.
- Winfree, R., Dushoff, J., Crone, E. E., Schultz, C. B., Budny, R. V., Williams, N. M. e Kremen, C. 2005. Testing simple indices of habitat proximity. *The American Naturalist* 165,707–717.

Capítulo 2

Importância do tipo e da largura de corredores florestais sobre a riqueza e composição de aves

*Óleo sobre tela “Cafezal da Fazenda Ibicaba”, de Henrique Manzo.
Acervo Museu Paulista da Universidade de São Paulo. Imagem por José Rosael.*

RESUMO

A implantação ou retenção de corredores de habitat são estratégias muito populares para reduzir os efeitos negativos da perda e fragmentação dos habitats sobre a biodiversidade. Apesar de sua popularidade, poucos estudos na região neotropical avaliaram o potencial de corredores como habitat para espécies florestais. Neste estudo avaliamos a importância do tipo (ripário ou não-ripário) e largura dos corredores sobre a riqueza e composição de espécies de aves florestais em uma paisagem fragmentada da Mata Atlântica. Para tanto amostramos corredores ripários (n= 12) e não-ripários (n= 11) de largura variável (12 a 289 m), bem como fragmentos florestais (n= 11). A riqueza e composição de espécies de ambos os tipos de corredor não diferiu, porém a riqueza dos fragmentos foi superior a de ambos os tipos de corredor, e sua composição de espécies foi diferenciada. A riqueza e composição de espécies dos corredores foram fortemente relacionadas às suas larguras, sendo que os corredores mais estreitos abrigaram um grupo restrito e não-aleatório de espécies. Nossos resultados indicam que corredores podem ser elementos úteis para manter a biodiversidade em paisagens fragmentadas, e que corredores estreitos teriam um limitado valor de conservação. Como há espécies que podem não se beneficiar de corredores, estratégias como a manutenção de grandes blocos florestais são necessárias para complementar ações de restauração ou manutenção de corredores florestais.

Introdução

A implantação e retenção de corredores de habitat, i.e. faixas estreitas de habitat que conectam estruturalmente dois fragmentos (TISCHENDORF e FAHRIG 2000), são estratégias muito populares para reduzir os efeitos negativos da perda e fragmentação dos habitats sobre a biodiversidade (VOS et al. 2002, BENNETT 2003, HADDAD e TEWKSBURY 2006). Corredores podem facilitar os movimentos de organismos entre manchas de habitat, fornecer habitat adicional e também promover serviços ecossistêmicos (BENNETT 2003, LAURANCE 2004). Apesar de sua popularidade, ainda há poucos estudos que avaliam a efetividade de corredores florestais em função de suas características estruturais, do comportamento de dispersão das espécies, e das características da paisagem (HAWES et al. 2008, LEES e PERES 2008, METZGER 2010). Frente ao crescente uso de recursos investidos em corredores, de um lado, e da escassa base empírica que sustenta sua eficiência, de outro, torna-se necessário avaliar sua eficácia como estratégia de conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

Um corredor efetivo deve facilitar a sobrevivência da maior quantidade possível de espécies sensíveis em uma reserva ou paisagem (NEWMARK 1993, LAURANCE 2004). As propriedades de um corredor devem depender de suas características tais como largura, extensão, continuidade e qualidade da vegetação, topografia, largura das áreas de influência ripária, dentre outros fatores (HOBBS et al. 1992, METZGER et al. 1997, LAURANCE e LAURANCE 1999). Entretanto, a característica mais importante de um corredor é, sem dúvida, sua largura (HOBBS 1992, METZGER 2010). A largura determina a área de habitat disponível, a diversidade de recursos para os organismos e a vulnerabilidade do corredor a eventuais efeitos de borda (JANZEN 1986, LOVEJOY et al. 1986, LAURANCE 2004). A largura afeta diretamente a qualidade do habitat do corredor ao regular a área de vegetação impactada pelas modificações micro-climáticas e pelo aumento das perturbações que ocorrem nas bordas florestais (METZGER 2010). Em florestas tropicais, os efeitos de borda mais intensos ocorrem nos 100 primeiros metros (LAURANCE et al. 2002), o que implica que corredores com menos de 200 m seriam formados essencialmente por ambientes de borda, altamente perturbados (METZGER 2010).

Assim, poderia ser feita uma distinção entre corredores que têm largura suficiente para ter área *core*, livre de efeitos de borda, e corredores totalmente sujeitos a

tais efeitos (HOBBS 1992). Alguns autores sugerem que corredores estreitos perderiam parte de sua utilidade por favorecerem unicamente espécies generalistas, que suportam os efeitos de borda (SANTOS et al. 2008, LOPES et al. 2009). Assim, a riqueza de espécies florestais estaria positivamente relacionada à largura do corredor. De fato, uma característica freqüentemente compartilhada por espécies sensíveis à fragmentação é a aversão a áreas de borda (LAURENCE 2001). Se os corredores realmente são evitados pela maioria das espécies sensíveis, então as espécies que utilizam corredores seriam um subgrupo restrito (i.e., um subconjunto aninhado *sensu* ATMAR e PATTERSON 1993, ULRICH et al. 2009) do *pool* de espécies florestais da região - justamente as mais adaptadas aos efeitos de borda.

Além de variar quanto à largura, corredores podem estender-se ao longo de cursos d'água (doravante corredores ripários) ou por terreno interfluvial, i.e., fora das linhas de drenagem de uma bacia (doravante corredores não-ripários). Há pouca informação empírica a respeito da influência do tipo de corredor (i.e., ripário ou não-ripário) sobre a riqueza e composição das comunidades na região neotropical (HAWES et al. 2008, BARLOW et al. 2010). Áreas ripárias são geralmente consideradas mais ricas em espécies do que áreas não-ripárias adjacentes (NAIMAN et al. 1993, NRC 2002), apesar de alguns estudos não terem encontrado diferenças (e.g., CATTERALL et al. 2001, PEARSON e MANUWAL 2001) ou terem encontrado o padrão inverso, isto é, maior riqueza em áreas não-ripárias (e.g., MCGARIGAL e MCCOMB 1992, KIRKMAN et al. 1998, SCHADE et al. 2003). Uma ampla revisão que abordou diversos grupos taxonômicos em sete continentes mostrou que, no geral, ambientes ripários não abrigariam mais, mas sim um conjunto diferente de espécies (SABO et al. 2005). Os únicos estudos que avaliaram diferenças na composição de espécies entre faixas de vegetação ripária e não-ripária em paisagens florestais neotropicais encontraram assembléias de espécies complementares (HAWES et al. 2008, BARLOW et al. 2010).

Em paisagens da Mata Atlântica brasileira, um hotspot de biodiversidade (MYERS et al. 2000) que já perdeu pelo menos 84% de sua extensão original (RIBEIRO et al. 2009), é comum encontrar corredores ripários, muitos deles conectando fragmentos florestais remanescentes. Tal configuração da vegetação remanescente é em parte estimulada pelo Código Florestal brasileiro que exige que as propriedades rurais mantenham faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água (Áreas de Proteção Permanente – APP). Apesar de menos comuns, corredores não-ripários também podem

ser encontrados em paisagens da Mata Atlântica. Estes são geralmente utilizados para dividir propriedades ou áreas produtivas e podem ou não conectar fragmentos. O Código Florestal determina que a largura dos corredores ripários (APP) varie de acordo com a largura dos cursos d'água, porém não prevê a conservação de corredores não-ripários (exceto pelo fato de exigir a conservação de pelo menos 20% da vegetação nativa fora das APP, sob a forma de Reserva Legal). Apesar de uma das finalidades das APP previstas no Código, datado de 1965, ser a conservação da biodiversidade, a delimitação de suas larguras não foram embasadas em dados empíricos que avaliassem sua eficiência nesse quesito (ver METZGER 2010).

De fato, há um entendimento limitado do real valor de conservação de corredores em paisagens usadas para produção (HOBBS 1992, HARRISON e BRUNA 1999, HADDAD e TEWKSBURY 2006, HAWES et al. 2008). Na região neotropical, informações básicas para embasar tomada de decisões - como quantas e quais espécies florestais usam corredores, bem como o papel da largura e do tipo (ripário e não-ripário) de corredor sobre riqueza e composição de espécies – ainda são escassas (no entanto ver LIMA e GASCON 1999, LEES e PERES 2008, BARLOW et al. 2010, METZGER 2010). No caso do Brasil, onde se discutem alterações no Código Florestal tais como a redução da largura das APP (ver METZGER et al. 2010, MICHALSKI et al. 2010), essa falta de dados limita avaliações quantitativas dos impactos de tal redução sobre a biodiversidade (no entanto ver METZGER 2010).

Neste estudo avaliamos o potencial de corredores florestais para a conservação de aves florestais no Planalto Atlântico de São Paulo. Procuramos responder as seguintes questões: (1) Espécies florestais utilizam corredores como habitat? (2) Qual a importância do tipo e largura dos corredores sobre a riqueza e composição de espécies florestais? Para tanto, amostramos a comunidade de aves em fragmentos florestais e em corredores ripários e não-ripários de largura variável. Utilizamos aves como grupo de estudo por sua ecologia ser relativamente bem conhecida (STOTZ et al. 1996) e sua amostragem em ambientes de floresta tropical ser efetiva em termos de custo-benefício (GARDNER et al. 2008). Especificamente, procuramos avaliar as hipóteses de que: (i) corredores abrigariam um reduzido número de espécies florestais (ver LOPES et al. 2009); (ii) as assembléias de espécies de cada tipo de corredor são complementares (ver HAWES et al. 2008, BARLOW et al. 2010); e (iii) a assembléia de espécies encontradas

nos corredores são subconjuntos aninhados do *pool* de espécies florestais da região, e que este aninhamento é relacionado à largura dos corredores.

Materiais e Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado no planalto de Ibiúna (leste do estado de São Paulo), domínio da Mata Atlântica, em uma região que engloba os municípios de Cotia, Ibiúna e Vargem Grande Paulista (**figura 1**). O histórico de desmatamento desta região é intimamente relacionado ao crescimento da grande São Paulo, podendo ser encontrados hoje cerca de 30% de cobertura vegetal nativa (TEIXEIRA et al. 2009). A floresta nativa da região é classificada como floresta ombrófila densa montana (OLIVEIRA-FILHO e FONTES 2000), e foi suprimida para a criação de campos agrícolas, silvicultura, produção de carvão e residências rurais (METZGER et al. 2006, TEIXEIRA et al. 2009). De acordo com classificação proposta por KÖPPEN (1948), o clima da região é do tipo Cfa, i.e., moderadamente quente e úmido. Temperaturas médias variam entre 27 e 11°C, e a precipitação anual média varia entorno de 1300-1400 mm (SABESP 1997, TEIXEIRA et al. 2009).

Figura 1. Localização da região de estudo no Estado de São Paulo (retângulo vermelho). A paisagem estudada é representada pelo retângulo preto tracejado no centro da imagem. A cobertura vegetal nativa remanescente é representada em verde (fonte: Atlas Sinbiota - <http://sinbiota.cria.org.br/atlas/> - Biota/Fapesp & CRIA).

Coleta de dados

Para obter dados de riqueza e composição de aves florestais realizamos amostragens através da técnica de contagem por pontos (*point counts*, adaptado de Vielliard 2000) em 12 corredores ripários e 11 corredores não-ripários de largura variável, bem como em 11 fragmentos florestais (9 a 183 ha). A largura dos corredores ripários variou de 37 a 289 m (média = 114, desvio padrão $\pm 80,3$) e a dos não-ripários de 12 a 200 m (média = 104, desvio padrão $\pm 81,7$, diferença não-significativa segundo o teste de Mann-Whitney, $n = 23$, $U = 44$, $P = 0,17$), e seu comprimento mínimo foi de 200 m. Os fragmentos foram compostos de vegetação nativa em estágio médio de regeneração (ca. 50 anos), e os corredores consistiram de faixas de vegetação nativa remanescente, apesar de alguns terem apresentado algumas árvores exóticas como *Eucaliptus* sp. Todos os corredores foram conectados a algum fragmento florestal em pelo menos uma das extremidades, sendo que dez dos corredores estudados foram conectados aos fragmentos amostrados. Um ponto de contagem foi alocado no interior de cada fragmento e de cada corredor, a pelo menos 50 m de qualquer borda nos fragmentos e a pelo menos 100 m de distância do fragmento mais próximo nos corredores (**figura 2**). Durante as contagens foi registrada toda ave detectada por contato visual ou auditivo dentro de um raio de 100 m ao redor do observador. Cuidado foi tomado para que se anotasse se a ave estava dentro ou fora do corredor (ou fragmento), e para que não se contasse um indivíduo mais de uma vez em um mesmo ponto. As contagens foram realizadas nas três primeiras horas após o nascer do sol e duraram 10 minutos em cada ponto (DEVELEY 2004). Cada ponto foi amostrado uma única vez por manhã. Foram repetidas quatro contagens em cada ponto, duas durante o período reprodutivo da maioria das aves da região (setembro-dezembro) e duas no período não reprodutivo. O período de coleta de dados se estendeu de dezembro de 2008 até novembro de 2010.

Apesar de termos registrado toda e qualquer ave detectada, restringimos nossas análises às espécies florestais. Estas, ao contrário de espécies generalistas, são as espécies que vêm sofrendo com redução e fragmentação de seus habitat e justamente as que se espera beneficiar por corredores florestais. Espécies florestais foram definidas como toda espécie que usa pelo menos um habitat florestal segundo STOTZ et al. (1996) e que já foi registrada em ambientes florestais na região do Planalto Atlântico de São Paulo (nos municípios de Ibiúna, Cotia e Vargem Grande Paulista) por DEVELEY (2004), DEVELEY e MARTENSEN (2006), MARTENSEN (2008). O conjunto destes

trabalhos, os quais utilizaram diferentes técnicas de amostragem, fornece uma listagem abrangente das aves florestais da região e permite refinar as classificações de uso de *habitat* fornecidas por STOTZ et al. (1996) de acordo com as particularidades da região de estudo. A taxonomia e nomenclatura aqui empregadas seguem proposta do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2008).

Figura 2. Exemplos da disposição dos pontos de contagem de aves em fragmentos e corredores, município de Ibiúna, SP.

Através da técnica de contagem por pontos não é possível definir com exatidão o tipo de uso (forrageio, passagem, sítio reprodutivo) que cada espécie, ou indivíduo, faz dos corredores. Não obstante, durante atividades rotineiras tais como forrageio, emissão de sons e reprodução as aves podem ser particularmente conspícuas (STOTZ et al. 1996). Por isso consideramos que as contagens tendem a registrar espécies cujos indivíduos utilizam corredores para tais atividades rotineiras, e podem subestimar espécies cujos indivíduos usem corredores de forma inconspícua. Portanto, consideramos que nossa técnica de amostragem tende a refletir o uso de corredores como habitat, e não pode ser usada para refutar a utilidade de corredores como facilitadores de movimento (ver **capítulo 3**).

Análise de dados

Para comparar número observado de espécies (riqueza observada) entre tratamentos (fragmentos, corredores ripários e corredores não-ripários) calculamos curvas de rarefação (e seus respectivos intervalos de confiança de 95%) baseadas em número de indivíduos (contatos) (GOTELLI e COLWELL 2001) a partir de 1000 aleatorizações no programa Ecosim (GOTELLI e ENTSMINGER 2001). Como dificilmente amostragens de espécies são completas (especialmente em ambientes tropicais), e diferenças na probabilidade de detecção entre espécies são comuns (ver BOULINIER et al. 1998), também baseamos nossas comparações de número de espécies em estimativas de riqueza obtidas pelo estimador Jackknife de primeira ordem (BURNHAM e OVERTON 1979) no programa EstimateS (COLWELL 2005). Além de levar em conta variações na detectabilidade das espécies, este estimador tende a ter bom desempenho em simulações (BURNHAM e OVERTON 1979, NORRIS e POLLOCK 1996) e em estudos onde as comunidades são conhecidas (PALMER 1990, 1991, BOULINIER et al. 1998). Comparamos as riquezas estimadas de corredores ripários, corredores não-ripários e fragmentos em dois níveis: riqueza local (ou diversidade alfa), definida como o número médio de espécies estimadas nas amostras (ponto de contagem) de cada tratamento; e riqueza cumulativa, definida como o número total de espécies estimadas por tratamento agrupando-se todas as suas amostras. Eventuais diferenças entre tratamentos quanto a suas estimativas de riqueza local foram testadas com uma análise de variância (ANOVA) e com o teste *a posteriori* HSD de Tukey (no caso de ser encontrada diferença entre os tratamentos). Eventuais diferenças nas estimativas de riqueza cumulativa foram avaliadas comparando-se visualmente as médias e os desvios-padrão destas estimativas. Para comparar a composição de espécies entre tratamentos utilizamos um escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) em duas dimensões no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009), usando o pacote vegan (OKSANEN et al. 2010). O NMDS foi realizado a partir de uma matriz de distâncias de Bray-Curtis entre as amostras, a qual foi baseada em dados de número de contatos não transformados. Para testar a significância de eventuais diferenças na composição de espécies entre tratamentos realizamos uma análise de similaridade (ANOSIM) com 10.000 permutações no software PAST (HAMMER et al. 2010).

Para descrever a relação entre largura dos corredores e riqueza estimada de espécies nós avaliamos o ajuste de diferentes modelos aos dados (com todos os

corredores agrupados) através do Critério de Informação de Akaike (na forma corrigida para pequenas amostras - AICc), do peso de Akaike (W) e da razão de evidência (*evidence ratio*, BURNHAM e ANDERSON 2002). A largura de cada corredor foi medida a partir de imagens do satélite Spot 5 (2,5 m de resolução), como a média de três larguras: (1) a largura do corredor no ponto de amostragem, (2) a largura do corredor a 100 m do ponto de amostragem e (3) a largura do corredor a 100 m do ponto de amostragem na direção oposta a da medida anterior. Como temos expectativas teóricas de que a relação entre largura do corredor e riqueza (S) deva ser relacionada à relação espécies-área, avaliamos o ajuste de um modelo similar (considerando a largura no lugar da área) e também de outros modelos não-lineares que tendem a atingir um platô horizontal (ver **tabela 1**). Incluímos também o modelo linear ($S = a + b \cdot \text{largura}$) para avaliar se a extensão do gradiente de largura dos corredores amostrados (12 – 289 m) foi suficiente para detectar um começo de estabilização na relação riqueza-largura do corredor – a seleção deste modelo indicaria que as larguras amostradas não foram suficientes. Ainda, a fim de avaliar se os modelos acima são mais plausíveis do que o acaso para explicar a relação entre riqueza e largura, incluímos também nas análises um modelo “nulo”, i.e., um modelo que considera que a riqueza varia ao acaso em relação à largura. Analisamos ao todo seis modelos (**tabela 1**).

Tabela 1. Relação dos modelos concorrentes avaliados para descrever a relação entre riqueza de espécies de aves florestais e largura dos corredores. As letras nas equações (“a”, “b”, “c” e “z”) referem-se a parâmetros (constantes) estimados no ato do ajuste de cada modelo ao conjunto de dados.

Modelo	Equação
Espécies-área	$S = c \cdot \text{Larg}^z$
Linear logarítmico	$S = a + b \cdot \log(\text{larg})$
Michaelis-Menten	$S = (a \cdot \text{Larg}) / (b + \text{Larg})$
Modelo 1	$S = a + b / \text{Larg}$
Linear	$S = a + b \cdot \text{largura}$
“Nulo”	$S \sim 1$

Para avaliar se a relação entre largura e riqueza foi alterada pelo tipo de corredor, nós ajustamos o melhor modelo selecionado pelo AICc (com todos os corredores agrupados) separadamente para corredores ripários e corredores não-ripários. Então verificamos se houve sobreposição nos erros-padrão das estimativas de parâmetros das curvas de cada tipo de corredor. Optamos por selecionar o melhor

modelo aos dados agrupados para só depois ajustá-lo a cada tipo de corredor separadamente para tirar proveito do maior tamanho amostral proporcionado pelo agrupamento de ambos os tipos de corredor. Os modelos de largura-riqueza estimada foram construídos no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009) com a função *nls*, a qual estima os parâmetros de equações não-lineares através da técnica de quadrados mínimos não-linear. A premissa de distribuição normal da variável-resposta assumida por esta técnica foi checada com a inspeção de um *plot* quantis-quantis e com um teste de normalidade (Shapiro-Wilk, $W = 0,928$, $P = 0,10$).

Para avaliar a relação entre largura dos corredores e composição de espécies verificamos se houve correlação entre largura dos corredores e (i) o primeiro eixo de um NMDS realizado apenas com corredores ripários e não-ripários agrupados, (ii) o primeiro eixo de um NMDS realizado apenas com corredores ripários e (iii) o primeiro eixo de um NMDS realizado apenas com corredores não-ripários. As especificações destes NMDS foram iguais às do NMDS descrito acima.

Para testar a hipótese de que a composição de espécies que usam corredores tem uma estrutura aninhada, e que este aninhamento é relacionado ao gradiente de largura dos corredores, realizamos uma análise de aninhamento baseada em modelos nulos (ULRICH e GOTELLI 2007) no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009) com o pacote *vegan* (OKSANEN et al. 2010), função *oecosimu*. Para tanto montamos uma matriz de presença e ausência com as espécies nas colunas e os locais (pontos de contagem) nas linhas. As espécies foram ordenadas em ordem decrescente de incidência e os locais em ordem decrescente de largura de corredor, com os fragmentos nas primeiras linhas. Então foram simuladas 1000 matrizes “nulas”, as quais tinham como restrição manter os totais marginais das linhas (localidades) e colunas (espécies) da matriz observada (ULRICH et al. 2008). Então foi computado o grau de aninhamento de cada matriz segundo a métrica NODF, a qual é capaz de quantificar o grau de aninhamento separadamente para colunas (incidência de espécies), linhas (composição) ou ambos (ALMEIDA-NETO et al. 2008, ULRICH et al. 2008). Então foi calculada a chance de se obter a matriz observada (com seus valores de NODF) por acaso, respeitando-se as restrições de manutenção dos totais marginais das linhas e colunas. Para averiguar se um eventual padrão de aninhamento depende de tipo de corredor, repetimos esta análise com uma matriz contendo apenas fragmentos e corredores ripários e outra contendo apenas fragmentos e corredores não-ripários.

Resultados

Em 184 contagens realizadas em 34 pontos distribuídos entre os três tratamentos foram registradas 148 espécies de aves (**apêndice 1**). Deste total, 104 espécies (1.707 contatos) foram consideradas florestais e entraram, portanto, nas análises.

Tipo de corredor e riqueza de espécies

Foram registradas 91 espécies nos fragmentos florestais, 75 espécies nos corredores ripários e 63 espécies nos corredores não-ripários. Cerca de 75% das espécies (68 de 91) registradas nos fragmentos também foram registradas nos corredores considerados em conjunto. O número observado de espécies no ponto de rarefação (393 contatos) foi maior nos fragmentos (75 espécies), intermediário nos corredores ripários (67) e menor nos corredores não-ripários (62). Os intervalos de confiança dos dois tipos de corredores tiveram uma pequena sobreposição entre si, porém não com o intervalo de confiança dos fragmentos, indicando que a riqueza de ambos os tipos de corredor seria similar e a dos fragmentos seria maior (**figura 3**).

Figura 3. Curvas de rarefação (1000 aleatorizações) para aves florestais registradas através de contagens por ponto em corredores ripários, corredores não-ripários e fragmentos florestais no Planalto de Ibiúna. As barras verticais representam intervalos de confiança de 95%.

A riqueza local (diversidade alfa) média foi estimada em 42 espécies nos fragmentos florestais, 35 espécies nos corredores não-ripários e 27 espécies nos corredores ripários (**figura 4**), e diferiu significativamente entre estes tratamentos (ANOVA, $F = 5,714$, $P = 0,008$). Fragmentos tiveram maior riqueza local estimada do que os corredores não-ripários (teste *a posteriori* HSD de Tukey, $P = 0,006$), porém não do que os corredores ripários ($P = 0,346$). A riqueza local estimada dos dois tipos de corredores não diferiu ($P=0,124$). A riqueza cumulativa foi estimada em 111 espécies nos fragmentos, 83 espécies nos corredores não-ripários e 90 espécies nos corredores ripários (**figura 4**). Houve sobreposição dos desvios-padrão dos dois tipos de corredores, porém não destes com o desvio-padrão dos fragmentos, indicando que a riqueza cumulativa de ambos os tipos de corredor seria similar e a dos fragmentos seria maior.

Figura 4. Estimativas de riqueza local (diversidade alfa) média e riqueza cumulativa de aves florestais (obtidas pelo estimador Jackknife de 1ª ordem) em fragmentos, corredores não-ripários e corredores ripários no Planalto Atlântico de São Paulo. Triângulos representam os pontos de contagem, as barras verticais representam desvios-padrão e as letras indicam se as diferenças entre tratamentos são significativa (teste HSD de Tukey, ver texto).

Tipo de corredor e composição de espécies

A similaridade na composição de espécies (segundo o índice de similaridade de Bray-Curtis) foi de 0,70 entre corredores ripários e não ripários, de 0,65 entre corredores

ripários e fragmentos, e de 0,60 entre corredores não-ripários e fragmentos (**tabela 3**). Do total de 104 espécies florestais registradas neste estudo, três (2,9%) foram registradas exclusivamente em corredores ripários, seis (5,8%) em corredores não-ripários e 23 (22,1 %) em fragmentos florestais (**tabela 3**). Nos corredores como um todo, independente do tipo, foram registradas 13 espécies exclusivas (12,5%).

Tabela 3. Número de espécies exclusivas e número de espécies observadas (**Riqueza observ.**) de cada tratamento. Similaridade entre pares de tratamento segundo distâncias de Bray-Curtis e Chao-Jaccard.

Tratamento	Espécies exclusivas	Riqueza observ.	Similaridade (Bray-Curtis) com		Similaridade (Chao-Jaccard) com	
			<i>Não-ripários</i>	<i>Fragmentos</i>	<i>Não-ripários</i>	<i>Fragmentos</i>
Ripários	3	75	0,705	0,651	0,884	0,883
Não-ripários	5	63	-	0,602	-	0,810
Fragmentos	23	91				

O NMDS de duas dimensões obtido a partir da matriz de distâncias de Bray-Curtis entre pontos amostrais apresentou stress = 19,38 (ajuste não linear $R^2 = 0,962$, ajuste linear $R^2 = 0,867$) e está representado na **figura 5**. A análise de similaridade (ANOSIM) apontou diferenças significativas na composição entre os tratamentos ($R = 0,1863$, $P = 0,0001$). Comparações par a par entre tratamentos usando correções de Bonferroni indicam que a composição dos fragmentos difere da de corredores ripários ($P = 0,0042$) e da de corredores não ripários ($P = 0,0111$), e que a composição de ambos os tipos de corredor não difere entre si ($P = 0,1803$).

Figura 5. Escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) da assembléia de aves florestais registradas através de contagens por ponto em corredores ripários, corredores não-riparios e fragmentos florestais no Planalto Atlântico de São Paulo (ajuste não linear $R^2 = 0,962$, ajuste linear $R^2 = 0,867$).

Largura de corredor e riqueza de espécies

Dentre os seis modelos comparados para descrever a relação entre riqueza de espécies e largura dos corredores, dois tiveram o maior nível de suporte e foram igualmente plausíveis (i.e., $\Delta AICc < 2$, **tabela 4** e **figura 6**). O baixíssimo suporte do modelo “nulo”, o qual teve cerca de 60 mil vezes menos suporte do que o “melhor” modelo (**tabela 4**), fornece evidência de que a riqueza de espécies não varia ao acaso em relação da largura dos corredores. Ainda, o baixo suporte do modelo linear (ver **tabela 4**) e o fato dos dois melhores modelos tenderem a atingir um platô horizontal (**figura 6**) são evidências de que a largura dos corredores amostrados foi suficiente para que se observe uma tendência à estabilização na relação riqueza - largura.

Após ajustar cada um dos dois modelos mais plausíveis separadamente para cada tipo de corredor (**figura 7**), encontramos sobreposição entre os erros-padrão das estimativas de parâmetros das curvas de cada tipo de corredor, em ambos os modelos (**figura 8**, **apêndice 2**). Esta sobreposição indica que a relação entre riqueza e largura de corredor não dependeu do tipo de corredor.

Tabela 4. Valores do Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (**AICc**) de diferentes modelos (equações) avaliados para representar a relação entre largura de corredores e riqueza de aves florestais. **k**: número de parâmetros do modelo; **Δ AICc**: diferença entre o AICc do modelo em questão e do melhor modelo; **W** = Peso de Akaike. A letra “**S**” nas equações refere-se à riqueza de espécies, e as letras “**a**”, “**b**”, “**c**” e “**z**” referem-se a parâmetros (constantes) estimados no ato do ajuste de cada modelo ao conjunto de dados (n = 23).

Modelos	k	AICc	Δ AICc	W	Razão de evidência
$S = (a \cdot Larg)/(b + Larg)$	3	160,29	0,00	0,486	1,00
$S = a + b/Larg$	3	161,67	1,38	0,243	2,00
$S = a + b \cdot \log(larg)$	3	162,40	2,11	0,169	2,87
$S = c \cdot Larg^z$	3	166,22	5,93	0,025	19,37
$S = a + b \cdot largura$	3	173,09	12,80	0,001	602,35
“Nulo”	2	182,45	22,16	0,000	64942,62

Figura 6. Representação dos dois modelos (dentre seis avaliados) que melhor descreveram a relação entre riqueza de aves florestais e largura de corredores, segundo valores de AICc. As letras “a” e “b” representam constantes estimadas no ato do ajuste de cada modelo. As faixas vermelhas representam a sobreposição de 1000 ajustes (curvas) possíveis de cada equação considerando a incerteza (desvios-padrão) das estimativas de riqueza de espécies (Jackknife de primeira ordem). As linhas brancas representam curvas ajustadas aos valores médios de riqueza estimada.

Figura 7. Relação entre largura de corredores do tipo ripário e não-ripario e riqueza de aves florestais. São representados dois modelos igualmente plausíveis e com maior suporte dentre seis modelos avaliados (segundo valores de AICc).

Figura 8. Valores estimados de parâmetros para cada um dos dois modelos da **figura 7** ajustados separadamente para corredores ripários (**Rip.**), corredores não-riparios (**N – rip.**) e para ambos os tipos de corredores agrupados (**Agrup.**). As barras verticais representam erros-padrão. As barras verticais dos três primeiros valores do gráfico da direita são muito pequenas para serem representadas na escala utilizada (ver **apêndice 2** para valores estimados e respectivos erros-padrão).

Largura do corredor e composição de espécies

A composição de espécies nos corredores, representada pelo primeiro eixo do NMDS realizado apenas com corredores ripários e não-ripários agrupados (stress = 18,35, ajuste não-métrico $R^2 = 0,97$, ajuste linear $R^2 = 0,88$) foi positivamente correlacionada com a largura dos corredores (Correlação de Pearson $R = 0,64$, $P = 0,001$, **figura 9**), indicando que variações na composição de espécies estão relacionadas às variações na largura dos corredores. Esta correlação não dependeu do tipo de corredor, visto que houve correlação entre largura e composição de corredores ripários (Correlação de Pearson $R = -0,638$, $P = 0,026$; NMDS apenas com corredores ripários, stress = 15,7, ajuste não-métrico $R^2 = 0,975$, ajuste linear $R^2 = 0,847$) e largura e composição de corredores não-ripários (Correlação de Pearson $R = 0,637$, $P = 0,035$; NMDS apenas com corredores não-ripários, stress = 7,68, ajuste não-métrico $R^2 = 0,994$, ajuste linear $R^2 = 0,976$).

A análise de modelos nulos indicou que a composição da assembléia de aves florestais dos fragmentos e corredores foi significativamente aninhada (métrica NODF, N linhas = 40,95, $z = -9,65$, $P = 0,0009$), e que este padrão é relacionado ao gradiente de largura dos corredores (**figura 10**). Em outras palavras, os resultados fornecem evidências de que a assembléia de aves de corredores estreitos são subconjuntos não-aleatórios (aninhados) das assembléias dos corredores mais largos, e estas por sua vez são um subconjunto aninhado do *pool* de espécies dos fragmentos. O padrão aninhado de composição de espécies é independente de tipo de corredor, pois matrizes considerando os fragmentos e apenas um dos tipos de corredor também tiveram suas composições de espécies significativamente aninhadas (métrica NODF - corredores ripários: N linhas = 35,11, $z = -6,02$, $P = 0,0009$; corredores-não ripários: N linhas = 42,71, $z = -8,41$, $P = 0,0009$). No **apêndice 3** estão relacionadas as espécies registradas nos corredores mais estreitos (< 60 m) e as espécies registradas exclusivamente nos fragmentos e nos corredores mais largos (> 100 m).

Figura 9. Relação entre largura dos corredores e composição de espécies de aves florestais (Correlação de Pearson, $R = 0,64$, $P = 0,001$), representada pelo primeiro eixo de um escalonamento multidimensional não- métrico (NMDS1).

Figura 10. Matriz de presença (quadrados pretos) e ausência de espécies de aves florestais (colunas) em pontos de contagem (linhas). As espécies ($n = 104$) foram ordenadas em ordem decrescente de número de incidências, e os pontos ($n = 34$) em ordem decrescente de largura de corredor, com os fragmentos florestais agrupados nas linhas superiores.

Discussão

Nossos resultados fornecem evidências de que corredores são utilizados por diversas espécies de aves florestais, e que seriam, portanto, elementos úteis para a conservação da biodiversidade no Planalto Atlântico de São Paulo. Não obstante, como a riqueza e composição de espécies foram fortemente relacionadas à largura (porém não ao tipo) dos corredores, corredores mais estreitos tiveram valor de conservação inferior ao dos corredores mais largos. Os corredores mais estreitos tiveram baixa riqueza e composição limitada a um restrito grupo de espécies comuns. Estes resultados têm importantes implicações para o debate acerca da delimitação das larguras mínimas das faixas de vegetação ao longo de cursos d'água (APP) que devem ser preservadas ou restauradas segundo o Código Florestal.

Uso de corredores por aves florestais

Nossos dados não suportam a perspectiva de que corredores florestais teriam pouca utilidade para espécies de interior de mata (ver SANTOS et al. 2008, LOPES et al. 2009). Encontramos nos corredores cerca de 75% das espécies de aves florestais registradas nos fragmentos. Alguns estudos conduzidos em florestas tropicais demonstraram que diversas espécies podem usar com frequência ou até mesmo residir em corredores, incluindo aves florestais (ISAACS 1995, HAWES et al. 2008, LEES e PERES 2008), anfíbios de serrapilheira e pequenos mamíferos (LIMA e GASCON 1999), marsupiais arborícolas (LAURANCE e LAURANCE 1999) e mamíferos de médio e grande porte (LEES e PERES 2008). Observamos diversas espécies de aves tipicamente florestais forrageando e emitindo manifestações sonoras em corredores (principalmente nos mais largos, ver abaixo), de forma semelhante à observada em fragmentos, indicando que corredores podem representar habitat para estas espécies. Algumas espécies, inclusive, foram observadas nidificando (e.g., o enferrujado *Lathrotriccus euleri*, e o pula-pula-assobiador *Basileuterus leucoblepharus*) ou realizando *displays* reprodutivos (tangará-dançarino *Chiroxiphia caudata*) em corredores. Estes resultados indicam que corredores seriam importantes para a conservação de aves florestais em paisagens fragmentadas por promover habitat adicional. Entretanto, a maior riqueza acumulada (**figura 4**) e composição diferenciada (**figura 5**) dos fragmentos indicam que os corredores não seriam capazes de reter todas as espécies que ocorrem nos fragmentos, já que estes apresentaram espécies exclusivas.

Importância do tipo de corredor

Nossos resultados não dão suporte à hipótese de que as assembléias de espécies de aves de corredores ripários e não-ripários seriam complementares no sistema estudado. No entanto, na Mata Atlântica já foram encontradas diferenças na composição de espécies de aves em áreas ripárias e não-ripárias em um fragmento florestal (ANJOS et al. 2007), e um estudo realizado com aves na Amazônia (HAWES et al. 2008) encontrou assembléias de espécies complementares em faixas de vegetação ripárias e não-ripárias. Ainda, já foram demonstradas associações de algumas espécies florestais da Mata Atlântica com áreas ripárias (RIBON 2003). A semelhança na riqueza e composição de espécies entre os dois tipos de corredor encontrada neste estudo poderia estar ligada ao fato de que os fragmentos da região já perderam várias espécies florestais (ver DEVELEY 2004), dentre elas espécies que poderiam ser mais abundantes em, ou especialistas de áreas ripárias (ver RIBON 2003). De fato, em nosso sistema de estudo provavelmente há apenas uma espécie florestal especialista de habitats ripários, o capitão-da-porcária (*Lochmias nematura*), a qual é muito comum na região e é tolerante a alterações ambientais (CANDIA-GALLARDO, dados não-publicados). É possível que se tivéssemos considerado em nossa análise todos os tipos de espécies, não apenas as florestais - o grupo mais prejudicado pela perda e fragmentação de habitats no nosso sistema - tivéssemos encontrado assembléias complementares nos dois tipos de corredor (apesar dessa complementaridade não ser relevante sob uma perspectiva de conservação).

Importância da largura dos corredores

A riqueza e composição de espécies de aves florestais foram fortemente relacionadas à largura dos corredores. Segundo os modelos que tiveram maior suporte, por volta dos 100 m de largura a perda no número de espécies ocorre de forma mais intensa à medida que a largura dos corredores diminui (**figura 6**). Isso indica que a utilidade de corredores estreitos como habitat para aves florestais seria limitada, enquanto que os corredores mais largos (> 100 m) seriam capazes de reter cerca de 75% da assembléia de aves florestais encontradas em fragmentos da região. Outro resultado que indica o limitado valor de conservação de corredores estreitos é o padrão aninhado da composição de espécies em relação ao gradiente de largura dos corredores. Em outras palavras, a assembléia de espécies florestais que usa corredores estreitos como habitat é um grupo não aleatório (i. e., um subconjunto aninhado) do *pool* de espécies dos

fragmentos. Por exemplo, o grupo das espécies registradas nos corredores com menos de 60 m (ver **apêndice 3**) é constituído em sua maioria por espécies comuns, de distribuição ampla no Brasil (apesar de algumas serem endêmicas da Mata Atlântica) e consideradas como pouco sensíveis a alterações ambientais por STOTZ et al. (1996). Muitas são comuns em áreas de borda, tal como o pula-pula (*Basileuterus culicivorus*), o tiê-preto (*Tachyphonus coronatus*), o canaleiro (*Pachyramphus validus*), a juruviara (*Vireo olivaceus*), o chupa-dente (*Conopophaga lineata*) e o beija-flor-de-peito-azul (*Amazilia lactea*) (BANKS-LEITE et al. 2010, CANDIA-GALLARDO, obs. pess.). Outras ocorrem até em áreas arborizadas urbanas ou peri-urbanas tal como o pitiguari (*Cyclarhis gujanensis*), o bem-te-vi-rajado (*Myiodynastes maculatus*), a cambacica (*Coereba flaveola*) ou o sebinho (*Conirostrum speciosum*) (DEVELEY e ENDRIGO 2004).

Já o grupo formado pelas espécies registradas exclusivamente nos fragmentos e nos corredores mais largos (> 100 m) foi formado principalmente por espécies endêmicas da Mata Atlântica (22 de 37, ver **apêndice 3**), muitas das quais são insetívoras de subosque e frugívoras de grande porte, as duas guildas de aves consideradas mais sensíveis à perda e fragmentação dos habitats em florestas tropicais (SEKERCIOGLU 2002, DEVELEY 2004). O efeito negativo da fragmentação já foi documentado para estas espécies no Planalto Atlântico de São Paulo, tal como para o tucano-do-bico-verde (*Ramphastos dicolorus*), o tovacuçu (*Grallaria varia*) e a araponga (*Procnias nudicollis*, ver DEVELEY 2004). Um processo que poderia explicar porque estas espécies aparentemente não usam corredores estreitos como habitat é a aversão em utilizar bordas. Há evidências de que a composição de espécies de aves de sub-bosque em fragmentos no Planalto Atlântico de São Paulo é empobrecida próximo às bordas, devido ao fato de que muitas espécies seriam restritas a áreas de interior de floresta (BANKS-LEITE et al. 2010). Dados de rádio-telemetria coletados no Planalto de Ibiúna mostraram que o vira-folhas (*Sclerurus scansor*, HANSBAUER et al. 2008), um insetívoro de sub-bosque/terrestre endêmico da Mata Atlântica, tende a evitar áreas de borda. No nosso estudo esta espécie foi registrada apenas em fragmentos e em um corredor de 135 m de largura. Por outro lado, o olho-de-fogo (*P. leucoptera*), outro insetívoro de sub-bosque endêmico, forrageia com frequência ao longo de bordas (HANSBAUER et al. 2008) e foi registrado neste estudo em corredores a partir de 30 m de largura. Apesar de forragear ao longo de bordas e aparentemente utilizar corredores

como habitat, os movimentos desta espécie parecem ser muito dificultados por áreas abertas (Awade 2009) e facilitados por corredores (**capítulo 3**).

Os nossos resultados estão de acordo com outros estudos realizados em florestas tropicais que encontraram que largura é a característica mais importante para prever a presença de espécies florestais em corredores, e que corredores estreitos teriam um limitado valor de conservação (e.g, METZGER et al. 1997, LAURENCE e LAURENCE 1999, LEES e PERES 2008, METZGER 2010). Tais estudos (incluindo este) indicam que para manter a funcionalidade biológica dos corredores seriam necessárias larguras mínimas superiores a 100 m (METZGER 2010).

Implicações para a conservação

Nossos resultados suportam a perspectiva de que corredores são elementos úteis para a manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas. Corredores seriam efetivos principalmente em paisagens com níveis intermediários de cobertura vegetal, (como no caso dos 30% do planalto de Ibiúna), pois ainda haveria um *pool* de espécies para colonizar áreas restauradas (PARDINI et al. 2010). Assim, uma paisagem com corredores teria mais habitat para espécies florestais do que uma paisagem semelhante sem corredores, o que poderia aumentar as chances de persistência de populações e a riqueza de espécies na paisagem (MARTENSEN et al. 2008). Nossos resultados também indicam que os corredores deveriam ter pelo menos 100 m de largura para manter sua funcionalidade biológica, corroborando a proposta de METZGER (2010) de que as larguras delimitadas no Código Florestal deveriam ser aumentadas. Ainda segundo este autor, a manutenção de corredores ripários de 60 m (30 m de cada lado do rio), conforme a legislação atual resultaria na conservação de apenas 60% das espécies locais. Nossos resultados indicam que uma redução da largura mínima das faixas de APP de 60 para 30 m, conforme proposta de alteração do Código encabeçada por setores ligados ao agronegócio (ver METZGER et al. 2010, MICHALSKI et al. 2010), implicaria em uma perda de cerca de 30% no número de espécies de aves florestais que poderiam ser mantidas nos corredores (**figura 6**).

A semelhança na riqueza e composição de espécies de corredores ripários e não-riparios sugere que no planalto de Ibiúna ambos os tipos de corredor teriam valor de conservação equivalente para aves florestais. Entretanto, em sistemas que ainda

apresentam muitas espécies florestais sensíveis associadas a áreas ripárias (e.g., em paisagens onde há faixas de vegetação conectadas a grandes blocos florestais) corredores ripários podem abrigar espécies florestais exclusivas, complementando o papel de corredores não-ripários na conservação da biodiversidade (ver HAWES et al. 2008, BARLOW et al. 2010).

Apesar deste estudo não ter demonstrado explicitamente que corredores favorecem movimentos, residência em corredores seria a forma mais efetiva de manter a conectividade de populações, particularmente para espécies pouco móveis (BENNETT 1990, LAURANCE 2004). Entretanto, existem espécies que aparentemente não se beneficiam de corredores como habitat e necessitariam, portanto, de outras estratégias de conservação, tal como a manutenção de grandes blocos de floresta. Dentre estas, estão espécies que não ocorrem mais na paisagem fragmentada que estudamos, mas que ainda ocorrem na vizinha Reserva Florestal do Morro Grande (ver DEVELEY 2004), bem como espécies que apesar de ocorrerem nos fragmentos, não foram registradas ou foram registradas raramente em corredores (ver **apêndice 3**).

Conclusões

Nossos resultados indicam que corredores podem ser elementos úteis para manter a biodiversidade em paisagens fragmentadas. Entretanto, a utilidade dos corredores está intimamente relacionada à sua largura, de modo que corredores estreitos (< 100 m) teriam um limitado valor de conservação. Com uma eventual redução de 60 para 30 m de largura, corredores podem perder cerca de 30% das espécies de aves florestais, restando assembléias empobrecidas, com poucas espécies comuns. Sob a perspectiva da conservação da biodiversidade, as larguras mínimas estabelecidas pelo Código Florestal (60 m) deveriam, portanto, ser aumentadas ao invés de diminuídas. Visto que existem espécies sensíveis que não se beneficiam dos corredores, são necessárias estratégias de conservação complementares visando beneficiar estas espécies, tal como a manutenção de grandes blocos florestais.

Referências bibliográficas

- Almeida-Neto M., Guimarães P., Guimarães P. R., Loyola R. D. e Ulrich W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 118, 3-17.
- Anjos, L., Volpato, G. H., V., L. E., Serafini, P. P., Poletto, F. e Aleixo, A. 2007. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 24, 1078-1086.
- Atmar, W. e Patterson, B. D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96, 373-382.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M. e Metzger, J. P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119, 918-926.
- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, M. I. M., Hawes, J., Peres, C. A., Vaz-de-Mello, F. Z. & Gardner, T. A. 2010. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology* 47, 779-788.
- Bennett, A. F. 1990. *Habitat Corridors: their role in wildlife management and conservation*. Victoria: Department of Conservation and Environment (Australia).
- Bennett, A. F. 2003. *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Gland e Cambridge: IUCN. 254 pp.
- Boulinier, T., Nichols, J. D., Sauer, J. R. e Hines, J. E. 1998. Estimating species richness: the importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79, 1018-1028.
- Burnham, K. P., e Overton, W. S. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60:927-936.
- Burnham, K. P. e Anderson, D. R. 2002. *Model selection and multi model inference: a practical information-theoretic approach*. Segunda edição. New York: Springer Science.
- Catterall, C. P., Piper, S. D., Bunn, S. E. e Arthur, J. M. 2001. Flora and fauna assemblages vary with local topography in a subtropical eucalypt forest. *Austral Ecology* 26, 56-69.
- Chetkiewicz, C. L. B., St. Clair, C. C. e Boyce, M. S. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37, 317-342.
- Colwell, R. K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>.

- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2008. Listas das aves do Brasil. Versão 05/10/2008. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Visualizado em 06/10/2008.
- Develey, P. F. 2004. Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Develey, P. F. e Endrigo, E. 2004. Aves da Grande São Paulo. São Paulo: Aves e Fotos.
- Develey, P. F. e Martensen, A. C. 2006. As aves da Reserva Florestal do Morro Grande (Cotia, SP). *Biota Neotrop.* 6. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?> Acessado em 08/11/2010.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Araujo, I. S., Avila-Pires, T. C. S., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda- Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., da Silva, M. N. F., da Silva Motta, C., Peres, C. A., 2008. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11, 139–150.
- Gotelli, N. J. e Colwell, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 590, 379-391.
- Gotelli, N. J. e Entsminger, G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear. Disponível em: <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. e Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, 9. Disponível em http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm.
- Haddad, N. M. e Tewksbury, J. J. 2006. Impacts of corridors on populations and communities. Em: Crooks K. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 390-415.
- Hansbauer, M. M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J., Pimentel, R. G., Knauer, F. e Metzger, J. P. 2008b. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 141, 782-791.
- Harrison, S. e Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225-232.
- Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T. e Peres, C. 2008. The value of forest strips for understory birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation* 141, 2262-2278.

- Hobbs, R. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7, 389-392.
- Isaacs, J. L. 1995. Species composition and movement of birds in riparian vegetation in a tropical agricultural landscape. Dissertação de Mestrado, James Cook University, Townsville, Australia.
- Janzen, D. H., 1986. The eternal external threat. Em: Soulé, M. E. (editor), *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*, pp. 286-303. Sunderland: Sinauer Associates..
- Kirkman, L. K., Drew, M. B., West, L. T. e Blood, E. R. 1998. Ecotone characterization between upland longleaf pine/wiregrass stands and seasonally-ponded isolated wetlands. *Wetlands* 18, 346-364.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Cidade do México: Fondo Cultura Economica.
- Laurance, S. G. W. 2001. The effects of roads and their edges on the movement patterns and community composition of understorey rainforest birds in central Amazonia. Tese de Doutorado, University of New England, Armidale, Australia.
- Laurance, S. G. W. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. Em: Schroth, G., Fonseca, G. A. B. D., Harvey, C. A., Gascon, C., Vasconcelos, H. L. e Izac A. M. N. (editores), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*, pp. 50–63. Washington D. C: Island Press.
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurence, S. G. e Sampaio, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16, 605-618.
- Laurance, S. G. W. e W. F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal marsupials. *Biological Conservation* 91:231-239.
- Lees, A. C. e Peres, C. A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22, 439-449.
- Lima, M. G. D. e Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91, 241-247.
- Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A. e Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 142, 1154–1165.
- Lovejoy, T., Bierregaard Jr., R. O., Rylands, A. B., Malcolm, J. R., Quintela, C., Harper, L. H., Brown, K. S., Powell, A. H., Powell, G. V. N., Schubert, H. O. e Hays, M.. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. Em: Soulé, M. E. (editor), *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*, pp. 257-285. Sunderland: Sinauer Associates.

- Martensen, A. C. 2008. Conservação de aves do sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- McGarigal, K., e McComb, W. C. 1992. Streamside versus upslope breeding bird communities in the Central Oregon Coast Range. *Journal of Wildlife Management* 56, 10-23.
- Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 8, 92-99.
- Metzger J. P., Bernacci, L. C. e Goldenberg R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* 133, 135-152.
- Metzger, J. P., Alves, L. F., Goulart, W., Teixeira, A. M. G., Simões, S. J. C., Catharino, E. L. M. 2006. Uma área de relevante interesse biológico, porém pouco conhecida: a Reserva Florestal do Morro Grande. *Biota Neotropica* 6 (2). Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032006000200003&lng=pt.
- Metzger, J. P., Lewinsohn, T. M., Joly, C. A., Verdade, L. M., Martinelli, L. A. e Rodrigues, R. R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? *Science* 329, 276-277.
- Michalski, F., Norris, D. e Peres, C. A. 2010. No return from biodiversity loss. *Science* 329, 1282.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Naiman, R. J., Decamps, H. e Pollock, M. 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications* 3, 209-212.
- Newmark, W. D. 1993. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio* 22, 500-504.
- Norris, J. L., e Pollock, K. H. 1996. Non-parametric MLE under two closed capture-recapture models with heterogeneity. *Biometrics* 52, 639-649.
- NRC - National Research Council. 2002. Riparian areas: functions and strategies for management. Washington: National Academy Press.
- Palmer, M. W. 1990. The estimation of species richness by extrapolation. *Ecology* 71, 1195-1198.
- Palmer, M. W. 1991. Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. *Ecology* 72, 1512-1513.
- Pardini, R., Bueno, AdA, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP (2010) Beyond the Fragmentation Threshold Hypothesis: Regime Shifts in Biodiversity Across

Fragmented Landscapes. PLoS ONE 5(10): e13666.
doi:10.1371/journal.pone.0013666

- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R. G., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. M. e Wagner, H. 2010. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-0. Disponível em <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oliveira-Filho A. T. e Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica* 32, 793–810.
- Pearson, S. F. e Manuwal, D. A. 2001. Breeding bird response to riparian buffer width in managed Pacific Northwest Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 11, 840-853.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J. e Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142, 1141-1153.
- Ribon, R. 2003. Aves em fragmentos de Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais: incidência, abundância e associação à topografia. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG.
- SABESP, 1997. Programa de conservação do sistema Cotia. Relatório Conclusivo (tomo 3): avaliação ambiental. SABESP/Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.
- Sabo, J. L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J. e Welter, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86, 56-62.
- Santos, B. A. Peres, C. A. Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P. e Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141, 249-260.
- Schade, J. D., Sponseller, R., Collins, S. L. e Stiles, A. 2003. The influence of Prosopis canopies on understorey vegetation: effects of landscape position. *Journal of Vegetation Science* 14, 743-750.
- Sekercioglu, C. 2002. Forest fragmentation hits insectivorous birds hard. *Directions in Science* 1, 62-64.

- Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. R. e Metzger, J. P. 2009. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: Implications for conservation. *Forest Ecology and Management* 257, 1219–1230.
- Tischendorf, L. e Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.
- Ulrich, W. e Gotelli, N. J. 2007. Null model analysis of species nestedness patterns. *Ecology* 88, 1824-31.
- Ulrich, W., Almeida-Neto, M. e Gotelli, N. J. 2009. A consumer's guide to nestedness analysis. *Oikos* 118, 3-17.
- Vielliard, J. M. E. 2000. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 72, 323-330.
- Vos, C. C., Baveco, H. e Grashof-Bokdam, C. J. 2002. Corridors and species dispersal. Em: Gutzwiller, K.J. (editor), *Applying Landscape Ecology in Biological Conservation*, pp. 84–104. New York: Springer-Verlag.

Apêndices

Apêndice 1. Espécies de aves registradas durante as contagens por ponto (e respectivos números de contatos) em corredores ripários, não-ripários e fragmentos florestais no Planalto de Ibiúna. **Hab.** refere-se se a espécie foi considerada florestal (**F**) ou não (**N**), ver métodos. **St.** Refere-se a se a espécie é endêmica (**End**) da Mata Atlântica (segundo STOTZ et al. 1996). São mostrados os números de contatos apenas para as espécies classificadas como florestais.

Família/espécie	Hab	St.	Ripários	Não-ripários	Fragmentos	Total
Tinamidae						
<i>Crypturellus obsoletus</i>	F		0	1	2	3
<i>Crypturellus parvirostris</i>	N				2	
<i>Crypturellus tataupa</i>	F		0	0	1	1
Anatidae						
<i>Amazonetta brasiliensis</i>	N			2		
Cracidae						
<i>Penelope obscura</i>	F		2	1	2	5
Odontophoridae						
<i>Odontophorus capueira</i>	F	End	0	0	1	1
Ardeidae						
<i>Tigrisoma lineatum</i>	N					
<i>Butorides striata</i>	N			1		
<i>Bubulcus ibis</i>	N					
<i>Ardea alba</i>	N					
Threskiornithidae						
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	N					
Rallidae						
<i>Aramides cajanea</i>	N		0	3	2	
<i>Aramides saracura</i>	F	End	1	3	12	16
<i>Pardirallus nigricans</i>	N			2		
<i>Gallinula chloropus</i>	N			6		
Charadriidae						
<i>Vanellus chilensis</i>	N			1		
Jacanidae						
<i>Jacana jacana</i>	N					
Caprimulgidae						
<i>Nyctidromus albicollis</i>	N				1	
Accipitridae						
<i>Rupornis magnirostris</i>	N			1	2	
Falconidae						
<i>Caracara plancus</i>	N					
<i>Milvago chimachima</i>	N			1		
<i>Herpetotheres cachinnans</i>	F		0	0	1	1
Columbidae						
<i>Columbina talpacoti</i>	N			6	1	
<i>Columbina squammata</i>	N					

Família/espécie	Hab	St.	Ripários	Não-riparios	Fragmentos	Total
<i>Patagioenas picazuro</i>	N			9	6	
<i>Patagioenas cayennensis</i>	F		4	2	5	11
<i>Patagioenas plumbea</i>	F		0	0	3	3
<i>Leptotila verreauxi</i>	F		6	22	16	44
<i>Leptotila rufaxilla</i>	F		7	8	25	40
Psitaciidae						
<i>Pyrrhura frontalis</i>	F	End	2	0	0	2
<i>Brotogeris tirica</i>	F	End	0	0	5	5
<i>Pionus maximiliani</i>	F		0	0	4	4
Cuculidae					1	
<i>Piaya cayana</i>	F		0	5	2	7
<i>Tapera naevia</i>	N			1	1	
Trogonidae						
<i>Trogon surrucura</i>	F	End	1	1	5	7
Alcedinidae						
<i>Megasceryle torquata</i>	N			2		
Trochilidae						
<i>Phaethornis eurynome</i>	F	End	3	5	7	15
<i>Florisuga fusca</i>	F	End	0	0	1	1
<i>Colibri serrirostris</i>	N			1		
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	N					
<i>Thalurania glaucopis</i>	F	End	2	1	1	4
<i>Amazilia lactea</i>	F		1	0	0	1
Bucconidae						
<i>Malacoptila striata</i>	F	End	1	1	1	3
Ramphastidae						
<i>Ramphastos dicolorus</i>	F	End	0	1	6	7
Picidae						
<i>Picumnus temminckii</i>	F	End	4	10	5	19
<i>Melanerpes candidus</i>	N			3		
<i>Veniliornis spilogaster</i>	F	End	5	7	1	13
<i>Colaptes melanochloros</i>	F		0	0	1	1
<i>Colaptes campestris</i>	N			7	1	
<i>Celeus flavescens</i>	F		1	1	1	3
<i>Dryocopus lineatus</i>	F		0	0	2	2
Scleruridae						
<i>Sclerurus scansor</i>	F	End	0	2	3	5
Dendrocolaptidae						
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	F		3	4	3	10
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	F		0	0	1	1
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	F		1	0	2	3
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	F	End	1	9	20	30
Furnariidae						
<i>Furnarius rufus</i>	N			6		
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	F	End	4	16	10	30

Família/espécie	Hab	St.	Ripários	Não-riparios	Fragmentos	Total
<i>Synallaxis spixi</i>	N			2	1	
<i>Cranioleuca pallida</i>	F	End	1	3	0	4
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	N			2		
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	F		5	1	3	9
<i>Automolus leucophthalmus</i>	F	End	6	5	5	16
<i>Lochmias nematura</i>	F		0	15	7	22
<i>Xenops minutus</i>	F		0	0	1	1
Thamnophilidae						
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	F	End	0	1	1	2
<i>Batara cinerea</i>	F		0	3	9	12
<i>Thamnophilus ruficapillus</i>	N			1		
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	F		13	21	12	46
<i>Dysithamnus mentalis</i>	F		11	19	29	59
<i>Herpsilochmus rufimarginatus</i>	F		0	2	13	15
<i>Myrmeciza squamosa</i>	F	End	0	0	8	8
<i>Drymophila malura</i>	F	End	0	2	2	4
<i>Drymophila ferruginea</i>	F	End	0	0	1	1
<i>Pyriglena leucoptera</i>	F	End	8	13	15	36
Conopophagidae						
<i>Conopophaga lineata</i>	F	End	6	13	11	30
Grallaridae						
<i>Grallaria varia</i>	F		0	1	6	7
Rhynocriptidae						
<i>Scytalopus indigoticus</i>	F	End	0	1	6	7
Tyrannidae						
<i>Mionectes rufiventris</i>	F	End	1	1	5	7
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	F		2	8	17	27
<i>Hemitriccus diops</i>	F	End	0	0	5	5
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	F	End	2	0	0	2
<i>Myiornis auricularis</i>	F	End	0	1	1	2
<i>Poecilatriccus plumbeiceps</i>	F		10	18	3	31
<i>Todirostrum cinereum</i>	F		1	3	0	4
<i>Elaenia flavogaster</i>	N			6		
<i>Elaenia mesoleuca</i>	F		4	7	2	13
<i>Campostoma obsoletum</i>	F		7	16	6	29
<i>Serpophaga subcristata</i>	N					
<i>Tolmomyias sulphureus</i>	F		8	16	13	37
<i>Platyrrhynchus mystaceus</i>	F		2	3	5	10
<i>Myiophobus fasciatus</i>	N					
<i>Lathrotriccus euleri</i>	F		1	6	9	16
<i>Legatus leucophaeus</i>	F		0	6	1	7
<i>Myiozetetes similis</i>	F		0	2	0	2
<i>Pitangus sulphuratus</i>	N			48	21	
<i>Empidonomus varius</i>	F		2	0	0	2
<i>Myiodynastes maculatus</i>	F		5	4	7	16

Família/espécie	Hab	St.	Ripários	Não-ripários	Fragmentos	Total
<i>Megarynchus pitangua</i>	F		0	3	3	6
<i>Tyrannus melancholicus</i>	N			4		
<i>Tyrannus savana</i>	N					
<i>Myiarchus swainsoni</i>	F		12	8	3	23
<i>Attila phoenicurus</i>	F		0	0	1	1
<i>Attila rufus</i>	F	End	0	5	7	12
Cotingidae						
<i>Procnias nudicollis</i>	F	End	0	0	5	5
<i>Pyroderus scutatus</i>	F	End	0	0	6	6
Pipridae						
<i>Chiroxiphia caudata</i>	F	End	20	20	78	118
Tityridae						
<i>Schiffornis virescens</i>	F	End	1	6	9	16
<i>Pachyramphus viridis</i>	F		0	0	1	1
<i>Pachyramphus castaneus</i>	F		1	2	3	6
<i>Pachyramphus polychopterus</i>	F		6	5	12	23
<i>Pachyramphus validus</i>	F		11	9	5	25
Vireonidae						
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	F		19	29	26	74
<i>Vireo olivaceus</i>	F		38	39	44	121
<i>Hylophilus poicilotis</i>	F	End	1	2	9	12
Troglodytidae						
<i>Troglodytes musculus</i>	N			2		
Donacobiidae						
<i>Donacobius atricapilla</i>	N			4		
Turdidae						
<i>Turdus flavipes</i>	F		0	0	2	2
<i>Turdus rufiventris</i>	F		16	38	15	69
<i>Turdus albicollis</i>	F		3	7	15	25
<i>Turdus amaurochalinus</i>	F		0	6	1	7
<i>Turdus leucomelas</i>	F		6	7	3	16
Mimidae						
<i>Mimus saturninus</i>	N					
Coerebidae						
<i>Coereba flaveola</i>	F		4	11	4	19
Thraupidae						
<i>Thlypopsis sordida</i>	F		0	9	0	9
<i>Trichothraupis melanops</i>	F		0	5	2	7
<i>Tachyphonus coronatus</i>	F	End	9	8	5	22
<i>Thraupis sayaca</i>	N			11	3	
<i>Tangara cyanocephala</i>	F	End	0	0	5	5
<i>Tangara desmaresti</i>	F	End	0	0	2	2
<i>Tangara cayana</i>	F		5	2	0	7
<i>Dacnis cayana</i>	F		1	0	0	1
<i>Hemithraupis ruficapilla</i>	F	End	0	0	3	3

Família/espécie	Hab	St.	Ripários	Não-ripários	Fragmentos	Total
<i>Conirostrum speciosum</i>	F		6	2	1	9
Emberizidae						
<i>Zonotrichia capensis</i>	N			4		
<i>Haplospiza unicolor</i>	F	End	0	5	0	5
<i>Volatinia jacarina</i>	N			1		
<i>Sporophila falcirostris</i>	F	End	0	0	1	1
<i>Sporophila caerulescens</i>	N			2		
Cardinalidae						
<i>Saltator similis</i>	F		0	8	0	8
Parulidae						
<i>Parula pitayumi</i>	F		11	34	15	60
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	N			5		
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	F	End	10	12	24	46
<i>Basileuterus culicivorus</i>	F		43	44	56	143
Icteridae						
<i>Icterus cayanensis</i>	F		0	0	1	1
Fringillidae						
<i>Euphonia chlorotica</i>	F		2	1	0	3
<i>Euphonia pectoralis</i>	F	End	1	0	0	1

Apêndice 2. Estimativas dos parâmetros e respectivos erros-padrão dos dois modelos da **figura 7** ajustados separadamente para cada tipo de corredor e para todos os corredores agrupados (ver **figura 6**). Nos dois modelos há sobreposição dos erros-padrão das estimativas de parâmetros das curvas de cada tipo de corredor (ver **figura 9**).

Modelo $S = (a * largura)/(b + largura)$	Estimativa	Erro padrão
Corredores ripários		
Parâmetro a	44,231	6,449
Parâmetro b	22,385	17,353
Corredores não-ripários		
Parâmetro a	49,578	7,166
Parâmetro b	45,131	18,732
Corredores agrupados		
Parâmetro a	47,88	4,716
Parâmetro b	36,525	12,624
Modelo: $S = a + b/largura$	Estimativa	Erro padrão
Corredores ripários		
Parâmetro a	43,096	4,398
Parâmetro b	-652,023	343,162
Corredores não-ripários		
Parâmetro a	38,385	2,997
Parâmetro b	-355,414	66,608
Corredores agrupados		
Parâmetro a	40,396	2,093
Parâmetro b	-466,339	76,468

Apêndice 3. Espécies registradas apenas em fragmentos ou nos corredores mais largos (> 100 m) e espécies registradas em corredores estreitos (< 60 m). **St.** Espécies endêmicas (**end**) da Mata Atlântica.

Espécies registradas apenas em fragmentos ou corredores > 100 m		Espécies registradas em corredores < 60 m	
	St.		St.
Grallaria_varia		Vireo_olivaceus	
Trogon_surrucura	end	Basileuterus_culicivorus	
Syndactyla_rufosuperciliata		Cyclarhis_gujanensis	
Batara_cinerea		Turdus_rufiventris	
Herpsilochmus_rufimarginatus		Parula_pitiayumi	
Sclerurus_scansor	end	Poecilotriccus_plumbeiceps	
Scytalopus_indigoticus	end	Tachyphonus_coronatus	
Ramphastos_dicolorus	end	Pachyramphus_validus	End
Trichothraupis_melanops	end	Myiodynastes_maculatus	
Crypturellus_obsoletus		Veniliornis_spilogaster	End
Celeus_flavescens		Conirostrum_speciosum	
Dendrocolaptes_platyrostris		Tangara_cayana	
Myrmeciza_squamosa	end	Todirostrum_cinereum	
Hemitriccus_diops	end	Thalurania_glaucopis	End
Procnias_nudicollis	end	Aramides_cajanea	
Patagioenas_plumbea		Aramides_saracura	End
Pionus_maximiliani		Elaenia_mesoleuca	
Hypoedaleus_guttatus	end	Turdus_leucomelas	
Pyroderus_scuttatus	end	Coereba_flaveola	
Turdus_flavipes		Lochmias_nematura	
Crypturellus_tataupa		Automolus_leucopthalmus	End
Odontophorus_capueira	end	Tolmomyias_sulphurescens	
Herpetotheres_cachinnans		Conopophaga_lineata	End
Florisuga_fusca	end	Leptotila_verreauxi	
Xiphocolaptes_albicollis		Myiarchus_swainsoni	
Xenops_minutus		Camptostoma_obsoletum	
Drymophila_ferruginea	end	Malacoptila_striata	End
Hemitriccus_nidipendulus	end	Amazilia_lactea	
Tangara_cyanocephala	end		
Tangara_desmaresti	end		
Hemithraupis_ruficapilla	end		
Icterus_cayanensis			
Euphonia_pectoralis	end		
Schiffornis_virescens	end		
Brotogeris_tirica	end		
Florisuga_fusca	end		
Haplospiza_unicolor	end		

Capítulo 3

Corredores florestais promovem conectividade? Uma abordagem experimental

Aquarela "Vista geral da cidade de São Paulo", 1827, de Jean Baptist Debret.

Resumo

Uma das estratégias mais populares para manter ou restabelecer a conectividade biológica em paisagens fragmentadas é a retenção ou implantação de corredores florestais. Não obstante, evidências empíricas de que corredores promovem conectividade para organismos de floresta tropical são escassas. Usando translocações experimentais combinadas com rádio-telemetria, nós avaliamos os efeitos de corredores florestais sobre a movimentação de machos e fêmeas de uma ave de sub-bosque (*Pyriglena leucoptera*, Passeriformes, Thamnophilidae) entre fragmentos florestais. Indivíduos capturados em floresta contínua foram soltos em pequenos fragmentos florestais menores do que sua área de vida, divididos em dois tratamentos: i) **isolado** – fragmentos completamente rodeados por matrizes campestres e ii) **conectado** – fragmentos rodeados por matrizes campestres, porém conectados por um corredor florestal a um fragmento vizinho de maior área. Um macho e uma fêmea foram translocados, um de cada vez, para cada fragmento de soltura. Então foram medidos (1) o tempo no qual cada ave permaneceu no fragmento de soltura (propensão à emigração), (2) a direção tomada por cada ave ao abandonar o fragmento de soltura e (3) se os indivíduos foram bem-sucedidos em realizar pelo menos um movimento entre fragmentos. A presença de corredores aumentou a propensão à emigração, direcionou os movimentos dos indivíduos e aumentou o número de indivíduos que realizaram movimentos bem sucedidos entre fragmentos. No tratamento conectado, ambos os sexos abandonaram rapidamente os fragmentos de soltura, na maioria das vezes via corredor, evitando áreas abertas. Já no tratamento isolado, os machos foram mais relutantes do que as fêmeas em emigrar e tiveram duas vezes menos sucesso em realizar movimentos entre fragmentos. Nossos resultados indicam que corredores florestais aumentam a conectividade da paisagem para *P. leucoptera*, e sugerem que a fragmentação florestal diminui mais severamente os movimentos dos machos do que das fêmeas - o que poderia levar a desvios na razão sexual em fragmentos isolados. Nossos resultados sugerem, desta forma, que corredores são elementos úteis da paisagem para a conservação desta espécie, e de outras com características semelhantes, em condições de fragmentação do habitat.

Introdução

A destruição das florestas tropicais é o fator que mais contribui para a perda de biodiversidade (DIRZO e RAVEN 2003). O desmatamento tende a isolar e reduzir o tamanho dos fragmentos florestais remanescentes, diminuindo a conectividade da paisagem para os organismos - distâncias cada vez maiores entre remanescentes são mais difíceis de serem cruzadas e remanescentes pequenos são mais difíceis de serem encontrados do que remanescentes grandes (GOODWIN e FAHRIG 2002). Portanto, a persistência de populações em paisagens fragmentadas depende, pelo menos em parte, da habilidade de seus indivíduos de se deslocarem entre fragmentos (TAYLOR et al. 1993, ZOLLNER e LIMA 1999, GOODWIN e FAHRIG 2002). Esta habilidade de deslocamento, porém, não deve ser entendida como uma característica fixa, já que as decisões de movimentação podem variar entre espécies e indivíduos (WIENS 1997, CLOBERT et al. 2004).

Corredores de habitat são a estratégia mais popular para manter ou restabelecer a conectividade biológica em paisagens fragmentadas (HADDAD e TEWKSBURY 2006). O uso de corredores é geralmente baseado na premissa de que conectividade estrutural é equivalente a conectividade funcional (TAYLOR et al. 2006, CHETKIEWICKZ et al. 2006), i.e., que o movimento de indivíduos é possibilitado ou facilitado pelos corredores e impedido ou dificultado pela matriz (SIMBERLOFF et al. 1992, ROSENBERG et al. 1997). No entanto, o habitat não necessita ser obrigatoriamente conectado estruturalmente para ser conectado funcionalmente, pois muitos organismos podem ser capazes de cruzar a matriz. De forma equivalente, conectividade estrutural (e.g., conexão por corredores) pode não promover conectividade funcional se corredores não forem usados pela espécie-alvo (TAYLOR et al. 2006). Portanto, para melhor prever os impactos negativos da fragmentação dos habitats e o potencial de mitigação dos corredores é importante estudar os comportamentos individuais inerentes à dispersão (LIMA e ZOLLNER 1996, HADDAD 1999, HARRIS e REED 2002), os quais são relacionados à percepção e interação dos indivíduos com a estrutura e heterogeneidade da paisagem (TAYLOR et al. 2006, CHETKIEWICKZ et al. 2006).

Para entender movimentos em paisagens fragmentadas, consideramos pertinente utilizar a mesma base teórica utilizada para se estudar dispersão. Dispersão é um complexo de comportamentos que pode ser simplificado em um processo com três

estágios: emigração, movimentação pela matriz e imigração (IMS e YOCCOZ 1997, VAN DYCK e BAGUETTE 2005). Espera-se que interações entre atributos dos indivíduos (e.g., comportamento, sexo) e fatores ambientais (e.g., estrutura da paisagem) ocorram em cada um destes estágios, o que pode gerar variação em cada termo do vetor de dispersão (BAGUETTE e VAN DYCK 2007). Por exemplo, alguns estudos demonstraram que a presença de corredores e o sexo dos indivíduos foram importantes para prever a movimentação de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas (e.g., AARS e IMS 1999). Uma importante característica individual que pode influenciar a movimentação de indivíduos é o sexo, visto que dispersão assimétrica entre os sexos é comum em aves e mamíferos (JOHNSON e GAINES, 1990). Nas aves, as fêmeas geralmente são mais dispersivas do que os machos (GREENWOOD e HARVEY 1982), porém as consequências de tal padrão sobre movimentos em paisagens fragmentadas pelo homem, bem como sobre a persistência de populações pequenas e isoladas, não têm recebido a devida atenção (DALE 2001).

Há poucos estudos que quantificaram os movimentos de animais em paisagens reais devido às dificuldades em se monitorar indivíduos por distâncias longas (LIMA e ZOLLNER 1996), bem como em identificar ou fornecer a motivação para os animais se moverem (ST. CLAIR et al. 1998). Progresso recente neste sentido foi feito por estudos que utilizaram translocações combinadas com rádio-telemetria (e.g. CASTELLÓN e SIEVING 2006, BOSCOLO et al. 2008, GILLIES e ST. CLAIR 2008). Tais técnicas padronizam a motivação para os animais se moverem (BÉLISLE 2005) e permitem monitorar seus movimentos em paisagens reais, já que estudos anteriores geralmente foram realizados em áreas pequenas ou experimentais (HADDAD 2008).

Apesar destes progressos recentes, praticamente nada se sabe sobre a capacidade de aves de floresta tropical utilizarem corredores para se deslocar (SEKERCIOGLU 2009). Existem evidências de que tais animais têm pouca capacidade de se mover por áreas não-florestais e de que podem ser especialmente sensíveis ao isolamento de habitat (STRATFORD e ROBINSON 2005, MOORE et al. 2008, LEES e PERES 2009). Como os corredores estão se tornando uma estratégia de conservação muito popular na região neotropical - onde os recursos para conservação geralmente são escassos - sua efetividade em promover conectividade deve ser empiricamente avaliada. Ainda, como assimetria na dispersão entre os sexos parece ser comum em aves e mamíferos (JOHNSON e GAINES 1990), o que pode aumentar a vulnerabilidade à extinção de

populações pequenas e isoladas (DALE 2001), estudos de conectividade envolvendo organismos neotropicais devem comparar movimentação entre os sexos. Caso contrário, conclusões a respeito da eficiência de corredores podem ser enviesadas.

Neste estudo procuramos responder às seguintes perguntas: (1) corredores florestais facilitam os movimentos de uma ave de subosque entre fragmentos de floresta pluvial em uma paisagem fragmentada pelo homem? (2) O comportamento de movimentação de ambos os sexos é similar? Para tanto, utilizamos rádio-telemetria para monitorar os movimentos de indivíduos de *Pyrrhuloxia leucoptera* (Passeriformes, Thamnophilidae) translocados para pequenos fragmentos florestais completamente isolados por matrizes campestres ou conectados por corredor a fragmentos maiores. Analisamos como a presença/ausência de corredores e o sexo dos indivíduos afetam a propensão a emigração, a orientação da emigração e o número de movimentos bem sucedidos entre fragmentos. Considerando a hipótese de que corredores facilitam os movimentos entre fragmentos florestais, nós previmos que os corredores iriam: (i) aumentar a propensão à emigração, i.e., reduzir o tempo no qual as aves permanecem nos fragmentos de soltura, (ii) direcionar os movimentos, i.e., aumentar a probabilidade dos indivíduos emigrarem pelos corredores e, conseqüentemente, de moverem-se em direção aos fragmentos vizinhos mais próximos e (iii) aumentar o número de movimentos entre fragmentos. Nós também testamos a hipótese nula de que estas variáveis não diferem entre os sexos. Apesar do padrão mais comum observado nas aves ser o das fêmeas dispersarem por distâncias mais longas do que os machos (DALE 2001), existem espécies onde o contrário foi observado (DALE et al. 2005). A falta de informações sobre padrões de dispersão de ambos os sexos de *P. leucoptera* (e de aves neotropicais em geral) dificulta predições.

Materiais e Métodos

Área e espécie de estudo

Este estudo foi realizado em paisagens do planalto Atlântico de São Paulo, no domínio da Mata Atlântica, um dos cinco principais *hotspots* de biodiversidade do planeta (MYERS et al. 2000). A área de estudo compreendeu os municípios de Cotia, Ibiúna, Tapiraí, Piedade, Ribeirão Grande e Capão Bonito, todos no estado de São Paulo (**figura 1**). Todas as paisagens encontram-se no planalto Atlântico de São Paulo e apresentam características geomorfológicas, vegetacionais e climáticas semelhantes. A

cobertura vegetal original das paisagens, classificada como “floresta ombrófila densa montana” (OLIVEIRA-FILHO e FONTES 2000), foi severamente fragmentada pela agricultura, extração de madeira e produção de carvão (DEAN 1996). Não obstante, todas as paisagens são adjacentes ao maior contínuo florestal remanescente de Mata Atlântica, a Serra de Paranapiacaba/Serra do Mar. Atualmente, quase a totalidade das florestas remanescentes é secundária, e a matriz em todas as paisagens é composta principalmente por campos agrícolas, pastagens e plantações de *Eucaliptus* sp. exóticos. O relevo é caracterizado por morros convexos com baixa densidade de vales profundos (ROSS e MOROZ 1997), e o clima é temperado, quente e úmido.

Figura 1. Localização das áreas de estudo (adaptado de AWADE 2009). **A** – paisagem de Ribeirão Grande, **B** – paisagem de Ibiúna/Caucaia e **C** – paisagem de Tapiraí.

Figura 2. O olho-de-fogo-do-sul (*Pyriglena leucoptera*, Passeriformes, Thamnophilidae). A - macho, B - fêmea.

O olho-de-fogo-do-sul *Pyriglena leucoptera* (Aves, Passeriformes, Thamnophilidae – **figura 2**) é uma ave endêmica da Mata Atlântica que forrageia no subosque e no solo, alimentando-se de artrópodes (RIDGELY e TUDOR 1994, GOMES et al. 2001), e que pesa em média 28,8 g (DUNNING 2008). Esta ave foi escolhida como organismo modelo pois foi a espécie que melhor preencheu cinco pré-requisitos para este estudo: (1) sensibilidade à perda e isolamento de habitat (UEZU et al. 2005, BOSCOLO 2007, BOSCOLO e METZGER 2009), (2) abundância e probabilidades de captura que permitam tamanho amostral suficiente (BANKS-LEITE 2009), (3) disponibilidade de informação prévia a respeito de área de vida, resposta a bordas e capacidade de cruzar áreas de matriz (HANSBAUER et al. 2008a, 2008b, AWADE 2009), (4) massa corporal suficiente para suportar um rádio-transmissor e (5) dimorfismo sexual aparente (SICK 1997, ver **figura 2**).

Desenho experimental

Para avaliar se corredores florestais facilitam os movimentos *P. leucoptera* entre remanescentes de mata e, principalmente, se áreas campestres dificultam tais movimentos, nós utilizamos translocações (BÉLISLE 2005) combinadas com monitoramento por rádio-telemetria (CASTELLÓN e SIEVING 2006, BOSCOLO et al. 2008, GILLIES e ST. CLAIR 2008). A translocação é considerada uma técnica útil para padronizar a motivação de movimentação de animais e avaliar os efeitos da estrutura da

paisagem (e.g., corredores) sobre a conectividade funcional (e.g. BÉLISLE 2005, CASTELLÓN e SIEVING 2006). Rádio-telemetria, por sua vez, permite que os movimentos do animal sejam monitorados com mínima interferência e diminui as chances de que os indivíduos translocados sejam perdidos (CANDIA-GALLARDO et al. 2010).

Indivíduos de *P. leucoptera* capturados em floresta contínua (veja abaixo) foram marcados com rádio-transmissores e soltos em pequenos fragmentos florestais (0,16 a 3,15 ha) menores do que sua área de vida, a qual varia em nossa área de estudo entre 7,1 a 23,9 ha (média = 15,4; DP = 6,1; n = 10; HANSBAUER et al. 2008a). Tais fragmentos de soltura são inadequados para prover recursos no longo prazo, estimulando a emigração dos indivíduos, porém fornecem abrigo e alimento no curto prazo, reduzindo as chances de mortalidade (CASTELLÓN e SIEVING 2006). Os fragmentos de soltura foram divididos em dois tratamentos: 1) **isolado** – fragmentos (n = 8) completamente rodeados por matrizes campestres e 2) **conectado** – fragmentos (n = 8) também rodeados por matrizes campestres, porém conectados via corredor florestal a um fragmento vizinho de maior porte (> 10 ha, ver **figura 3**).

Figura 3. Exemplo de fragmentos de soltura do tratamento isolado (esquerda) e conectado (direita). Os pontos vermelhos no tratamento conectado indicam um exemplo de como os receptores automatizados (*data loggers*) foram dispostos em cada corredor.

Os tratamentos foram escolhidos de forma a haver o máximo possível de correspondência no tamanho dos fragmentos (tanto nos de soltura quanto nos fragmentos adjacentes), qualidade da vegetação, tipo de matriz e distância mínima do fragmento vizinho mais próximo. Os corredores eram formados por vegetação nativa

remanescente com características similares, e variaram de 20 a 57 m de largura (média = 42,8, DP = 14,7). As matrizes eram formadas por campos agrícolas e pastagens (doravante matrizes campestres) com altura inferior a 0,5 m, e foram similares entre fragmentos e entre tratamentos. Como *P. leucoptera* parece ser capaz de atravessar freqüentemente áreas campestres de até 45 m entre fragmentos (AWADE 2009), os fragmentos de soltura estavam a pelo menos 80 m de distância do fragmento mais próximo. A distância mínima entre os fragmentos de soltura e seus respectivos fragmentos mais próximos não diferiu entre tratamentos (teste de Mann -Whitney, U = 126, p = 0,52, n = 16), variando entre 85 e 240 m (média = 165 m, DP $\pm$ 74,6) no tratamento isolado e entre 91 e 380 m (média = 190,5 m, DP $\pm$ 92,6) no tratamento corredor. A área dos fragmentos de soltura também não diferiu entre tratamentos (teste de Mann-Whitney, U = 92, p = 0,27, n = 31). Um macho e uma fêmea foram soltos (não simultaneamente) em cada fragmento, com exceção de dois: um fragmento conectado onde apenas um macho foi solto e um isolado onde, além de um macho e de uma fêmea, mais um macho foi solto. Então foram medidas três variáveis resposta que assumimos que estejam relacionadas aos três estágios da dispersão: (1) **propensão à emigração** – tempo no qual cada ave permaneceu no fragmento de soltura, medido em horas de claridade; (2) **direção da emigração** – a direção tomada por cada ave nos momentos iniciais da emigração, medida em graus; (3) **sucesso de movimento** – se o indivíduo conseguiu abandonar o fragmento de soltura e chegar a um fragmento vizinho durante o período de monitoramento.

Captura e monitoramento

As aves foram capturadas em áreas de floresta contínua (> 5 km distante de bordas) com o auxílio de redes ornitológicas (12 x 2,5 m, malha de 36 mm) montadas em duas ou três linhas de três redes, cada linha distando pelo menos 400 m das outras. A fim de aumentar a taxa de captura nós utilizamos a técnica do *playback* para atrair as aves para as redes. Em cada linha de redes nós colocamos um reproduutor de áudio digital (mp3) acoplado a uma caixa acústica portátil entre 0 e 0,7 m acima do solo, reproduzindo continuamente a vocalização típica de *P. leucoptera*. Para minimizar a variação no horário de soltura dos indivíduos capturados, as capturas ocorreram do amanhecer até as 12:00 hs. Indivíduos capturados foram pesados, marcados com uma anilha de alumínio com numeração única (padrão Cemave/ICMBio) e/ou com uma anilha colorida de

alumínio, e tiveram seus estágios de vida (imaturo, juvenil, adulto) identificados através da cor da íris e presença/ausência de comissura labial. Apesar de acreditar-se que os juvenis geralmente realizem os deslocamentos mais longos (PARADIS et al. 1998, porém ver DALE et al. 2005), neste estudo foram translocados apenas adultos, já que não esperávamos que as taxas de captura de juvenis seriam suficientes para assegurar amostras de tamanho mínimo adequado. Rádio-transmissores pesando 0,9 g (Telenax TBX-002G) foram fixados no uropígio das aves com cola cosmética para cílios com látex (HANSBAUER e PIMENTEL 2008), permitindo a livre movimentação das asas e penas e sem comprometer a glândula uropigial (KENWARD 2000). As aves foram transportadas em sacos de pano para os fragmentos de soltura e liberadas nestes entre as 13:00 e 17:00 hs. O tempo decorrido entre a captura, fixação de transmissor e soltura variou entre três e seis horas e não dependeu de tratamento ou sexo. Licenças para anilhar, acoplar rádio-transmissores e translocar as aves foram concedidas pelo Cemave/ICMBio (autorizações nº 2959/2 e nº 14568-2).

Após a soltura, as aves foram monitoradas sistematicamente durante cinco dias. A localização das aves foi estimada de hora em hora durante o período diurno através de triangulações baseadas em pelo menos três pontos de medição (KENWARD 2000). Para as medições, foram usados receptores de telemetria portáteis (Communications Specialists inc.) e antenas direcionais do tipo Yaggi de três elementos. Quando as aves foram detectadas na matriz ou nos corredores, a localização destas foi estimada mais intensivamente (de 15 em 15 minutos). Para nos assegurarmos do uso ou não dos corredores durante os movimentos entre fragmentos, uma informação fundamental para avaliar a eficiência destas elementos da paisagem (HOBBS 1992, BEIER e NOSS 1998, CASTELLÓN e SIEVING 2006), utilizamos receptores automatizados acoplados a antenas omni-direcionais e *data-loggers* para monitorar continuamente os corredores. Os *data-loggers* armazenaram a data, a hora (± 1 min.) e a potência do sinal vindo dos rádio-transmissores fixados nas aves. Três receptores automatizados foram colocados em cada corredor em posições diferentes: 1) perto (< 15 m) da junção do fragmento de soltura com o corredor, 2) na porção central do corredor e 3) perto (< 15 m) da junção entre o corredor e o fragmento vizinho. O raio de recepção dos receptores automatizados foi ajustado para corresponder à largura dos corredores através de ajustes na intensidade do ganho de recepção. Conseqüentemente, apenas as aves que se moveram pelos corredores foram detectadas por estes receptores automatizados, permitindo que nós

identificássemos se os corredores foram utilizados durante movimentos entre fragmentos.

Nos casos em que uma dada ave permaneceu no fragmento de soltura após os cinco dias de monitoramento sistemático, os fragmentos de soltura foram visitados uma vez por dia, sempre que possível, a fim de se registrar se houve emigração. O período de monitoramento não-sistemático (uma vez por dia) foi de até 16 dias. Em alguns casos, não houve esse monitoramento, pois algumas aves tiveram que ser retiradas do fragmento de soltura (com auxílio de redes e reprodução de suas vocalizações) para que outro indivíduo fosse solto e monitorado. Os experimentos de translocação foram realizados entre junho de 2007 e julho de 2010, e concentraram-se nos meses fora da época reprodutiva da espécie, a qual se dá entre setembro e janeiro (CANDIA-GALLARDO, dados não-publicados).

Análise de dados

Como se espera que *P. leucoptera* e outros Passeriformes diurnos não sejam ativos durante a noite, nós medimos propensão a emigração como o número de horas-claro (i.e, horas de período diurno, ± 1 hora) no qual as aves permaneceram nos fragmentos de soltura. Para analisar a propensão à emigração utilizamos modelos de sobrevivência já que estes são recomendados para dados do tipo “tempo para um evento”, além de permitirem o uso de observações truncadas (*censored* - MACHIN et al. 2004), maximizando os tamanhos amostrais. Nos nossos modelos, os eventos de emigração foram análogos aos eventos de morte dos modelos clássicos de sobrevivência. Uma observação foi considerada truncada quando houve perda de sinal de transmissor, queda prematura do transmissor ou óbito confirmado do indivíduo monitorado antes que uma eventual emigração pudesse ser observada, e também quando este permaneceu no fragmento de soltura até o fim do período de monitoramento (regular ou não-sistemático). Cinco modelos concorrentes foram concebidos para explicar a propensão à emigração, considerando que esta foi afetada, respectivamente, por: (1) tratamento (isolado ou conectado), (2) sexo, (3) uma efeito aditivo entre tratamento e sexo, (4) um efeito interativo entre tratamento e sexo e (5) nem por tratamento nem por sexo (modelo “nulo”). Apesar da área dos fragmentos de soltura ser um fator com potencial para influenciar o tempo de emigração das aves (e.g., fragmentos menores podem ter menos recursos e ser abandonados mais rápido), esta não é uma variável de interesse neste estudo. Por isso, procurou-se variar o mínimo possível a área destes fragmentos, mas, a

despeito dos esforços para utilizar apenas fragmentos menores do que a área de vida da espécie, a área dos fragmentos de soltura variou em uma ordem de grandeza (0,16 – 3,15 ha). Não obstante, não incluímos a área dos fragmentos de soltura nos modelos pois uma análise preliminar revelou que a área destes não influenciou o tempo de permanência das aves ($R^2 = 0,009$, $P = 0,655$).

Foram construídas duas versões para cada modelo descrito acima (1-5), uma assumindo que as taxas de emigração foram constantes (modelos exponenciais) e a outra que foram variáveis (modelos Weibull - MACHIN et al. 2004), totalizando, portanto, dez modelos candidatos. Os modelos que melhor se ajustaram aos dados foram selecionados pelo Critério de Seleção de Akaike, corrigido para pequenas amostras (AICc), e por métricas relacionadas, tais como o peso de Akaike (W) e evidência relativa (*evidence ratio*) (BURNHAM e ANDERSON 2002). Modelos de sobrevivência foram construídos no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009) com o pacote survival (THERNEAU 2009). Para sumarizar diferenças na propensão à emigração entre tratamentos, foi calculado o risco relativo (*hazard ratio*) da mediana do tempo que as aves levaram para abandonar os fragmentos de soltura, bem como intervalos de confiança de 95%, segundo método proposto por MACHIN et al. (2004).

A variável direção da emigração foi estimada medindo-se o ângulo (em graus) da semi-reta formada entre o ponto de soltura e o ponto da primeira localização obtida depois de um evento de emigração. Em todos os casos, com exceção de dois, a primeira localização foi obtida durante os primeiros 15 minutos depois da emigração (nos outros dois foi obtida em pelo menos 30 e 40 minutos), garantindo que os ângulos medidos corresponderam à orientação tomada pelas aves durante os primeiros movimentos fora do fragmento de soltura (ver GOODWIN et al. 1999). Para avaliar se os corredores orientaram a direção da emigração foi realizado um teste V (ZAR 1984) para cada tratamento. A hipótese nula de cada teste foi de que não havia diferença entre a direção da emigração dos indivíduos e a direção da rota mais curta para o fragmento vizinho mais próximo. A direção da rota mais curta foi calculada como a orientação (em graus) da semi-reta formada pelo ponto de soltura e o ponto mais próximo do fragmento mais próximo. No tratamento conectado, a direção dos fragmentos vizinhos mais próximos correspondeu à direção dos corredores ($\pm 10^\circ$), já que estes eram aproximadamente retilíneos. Portanto, nós pudemos comparar se a direção da emigração foi orientada ou não em direção aos fragmentos mais próximos, na presença e na ausência de corredores.

Adicionalmente, usamos o teste de Mardia-Watson-Wheeler (FISHER 1993) para testar se a distribuição das direções iniciais tomadas pelas aves que emigraram diferiu na presença e na ausência de corredores. Ambos os testes circulares foram realizados no programa Oriana 3.1 (Kovach Computing Services).

Sucesso de movimento foi medido como o número de aves que conseguiram realizar pelo menos um movimento entre fragmentos florestais durante o período de monitoramento. Indivíduos que perderam o transmissor antes que uma eventual emigração fosse observada foram excluídos da análise. Para avaliar a hipótese nula de que o sucesso de movimento não é influenciado pela presença de corredores e sexo, nós comparamos os valores observados de cada categoria (macho conectado, fêmea conectado, macho isolado, fêmea isolado) com distribuições “nulas”. Uma distribuição nula foi construída para cada categoria simulando-se 10.000 eventos, cada evento com n lances (n = número de indivíduos monitorados em cada categoria). Cada lance de um dado evento foi sorteado de uma distribuição binomial, na qual o valor 0 representou falha e o valor 1 representou sucesso de movimento com probabilidade P . A probabilidade P foi obtida dividindo-se o número observado de indivíduos que conseguiram realizar pelo menos um movimento entre fragmentos, independente de tratamento ou sexo, pelo número total de indivíduos. Comparando o sucesso observado de cada categoria com as distribuições esperadas segundo a hipótese nula, nós calculamos a probabilidade de se obter os valores observados se a hipótese nula for verdadeira, i.e., se nem tratamento nem sexo afetarem o sucesso de movimentos entre fragmentos. As simulações foram realizadas no programa R (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009) e o script está disponível no **apêndice 1**.

Resultados

Das 31 aves translocadas, 23 (74,2%) conseguiram realizar pelo menos um movimento entre fragmentos florestais. Sete aves (22,6%) tiveram seu monitoramento truncado (*censored*). Destas, quatro permaneceram nos fragmentos de soltura até o final do período de monitoramento. Das três restantes, duas foram predadas e uma perdeu o transmissor antes que uma eventual emigração pudesse ser observada (**tabela 1**).

Tabela 1. Destino de indivíduos de *P. leucoptera* translocados para pequenos fragmentos florestais no Planalto Paulista. **Trat.** – Tratamento: isolado – fragmentos completamente isolados por matrizes campestres; conectado – fragmento conectado por corredor florestal a fragmento vizinho. **Dist.:** Comprimento (m) da rota mais curta para o fragmento vizinho mais próximo. **Tempo:** Tempo (horas-claro) no qual os indivíduos permaneceram nos fragmentos de soltura; (+) indica que a observação foi truncada. **Emigrou:** Se o indivíduo abandonou o fragmento de soltura. **Sucesso:** Se o emigrante alcançou um fragmento vizinho.

ID fragmento	Trat.	Dist. (m)	Sexo	Tempo (h)	Emigrou	Sucesso	Destino
Português	isolado	85,00	macho	4,67	sim	sim	
			fêmea	0,92	sim	sim	
Luis	isolado	92,00	macho	72,28+	não	não	Permaneceu no frag. de soltura
			fêmea	57,67	sim	sim	
Milton	isolado	103,00	macho	0,75	sim	sim	
			fêmea	13,82	sim	sim	
Zé	isolado	139,00	macho	3,00	sim	sim	
			fêmea	0,60	sim	sim	
Razera	isolado	140,00	macho	1,58	sim	não	Predado na matriz
			fêmea	12,03	sim	sim	
Baiana	isolado	183,00	macho	15,10+	não	não	Predado no frag. de soltura
Leomir	isolado	239,00	macho	153,85+	não	não	Permaneceu no frag. de soltura (retirado)
			fêmea	54,88+	não	não	Permaneceu no frag. de soltura (retirado)
			fêmea	18,52+	não	não	Predado no frag. de soltura
Neto	isolado	303,00	macho	203,02+	não	não	Permaneceu no frag. de soltura (retirado)
			Fêmea	1,85	sim	sim	
Mauricio	conectado	91,00	macho	3,50	sim	sim	
			Fêmea	2,00	sim	sim	
Maeda	conectado	215,00	Fêmea	6,00	sim	sim	
			macho	16,50	sim	sim	
Duas irmãs	conectado	163,00	macho	11,50	sim	sim	
			Fêmea	4,00	sim	sim	
Lira	conectado	131,00	Fêmea	9,75	sim	sim	
			macho	3,00	sim	sim	
Neto	conectado	162,00	macho	18,50	sim	sim	
			Fêmea	9,00	sim	sim	
Zaqueu	conectado	380,00	macho	9,50	sim	sim	Predado na matriz (pós emigração)
			Fêmea	3,00	sim	sim	
Atoleiro	conectado	193,00	macho	4,00	sim	sim	
Elsira	conectado	117,00	macho	31,00	sim	sim	
			Fêmea	36,00+	?	?	Queda de transmissor

Propensão à emigração

Enquanto 93% das aves (14 de 15) do tratamento conectado emigraram, 25% das aves (4 de 16) do isolado permaneceram nos fragmentos de soltura até o fim dos respectivos períodos de monitoramento. A única ave do tratamento conectado que não teve emigração confirmada perdeu seu transmissor no fragmento de soltura e seu destino não pôde ser conhecido com certeza. No tratamento isolado, além das quatro aves que não emigraram até o fim do monitoramento, duas aves foram predadas antes que uma eventual emigração pudesse ser observada (**tabela 1**). Dentre as aves que emigraram, as aves do tratamento conectado abandonaram os fragmentos de soltura 2,2 vezes mais rápido do que as aves do tratamento isolado (risco relativo = 2,22; intervalo de confiança de 95%: valor mínimo = 1,02 e valor máximo = 4,82 – **figura 4 A**). O tempo de emigração teve uma mediana de 7,5 horas-claro para as aves do tratamento conectado e 12,03 para as do tratamento isolado. Com respeito a efeitos de sexo, a propensão à emigração foi semelhante entre machos e fêmeas no tratamento conectado, porém não no isolado. Enquanto no tratamento conectado ambos os sexos abandonaram rapidamente os fragmentos de soltura, no tratamento isolado os machos permaneceram nestes por mais tempo do que as fêmeas (**figura 4 B**). Dentre as aves que não emigraram durante o período de estudo (quatro indivíduos), ou que foram predadas antes que uma eventual emigração pudesse ser observada (dois indivíduos), quatro foram machos.

Figura 4. Gráficos de Kaplan-Meier representando a proporção de indivíduos de *P. leucoptera* que permaneceram nos fragmentos de soltura ao longo do tempo (propensão à emigração). A) Efeito de tratamento (isolado x conectado) e B) efeitos de tratamento e sexo.

Dentre os dez modelos candidatos avaliados para explicar a propensão à emigração, três tiveram o maior suporte e foram igualmente plausíveis (i.e., $\Delta AICc < 2$, **tabela 2**). Apesar da incerteza em selecionar um único modelo mais plausível (peso de Akaike do “melhor” modelo = 0,34), os resultados indicam que tanto a presença de corredores quanto o sexo foram importantes para predizer a propensão à emigração. Todos os três modelos com o maior nível de suporte consideraram efeito de corredores, incluindo o modelo que considerou apenas efeito de corredor na forma Weibull. Modelos que não incluíram o efeito de corredores, inclusive os modelos nulos, foram muito menos plausíveis que os demais (**tabela 2**). Os resultados também dão suporte a efeito de sexo, porém apenas combinado a efeito de corredores, já que modelos que consideraram apenas efeito de sexo tiveram pouco suporte (**tabela 2**). A relação entre as variáveis corredor e sexo (i.e., se aditiva ou interativa) é difícil de interpretar, já que modelos aditivos e interativos tiveram suporte similar (**tabela 2**). Quanto à natureza das taxas de emigração (i.e., se constante ou variável), os três melhores modelos consideraram a taxa de emigração variável (Weibull). Os três modelos consideraram que a probabilidade de emigração aumentou ao longo do tempo (*scale parameter* dos três modelos entre 1,38 – 1,49, ver MACHIN et al. 2004).

Tabela 2. Critério de Informação do Akaike corrigido para pequenas amostras (**AICc**) de cada modelo de sobrevivência avaliado para explicar propensão à emigração de indivíduos de *P. leucoptera* translocados. **Modelo** - variáveis incluídas e forma do modelo: T – efeito de tratamento (presença ou ausência de conexão por corredor), G – efeito de sexo (+ e * representam, respectivamente, efeito aditivo e interativo entre as variáveis), Null – modelo nulo (sem variáveis), exp – modelo na forma exponencial, wbl – modelo na forma Weibull. **K**: número de parâmetros no modelo. **$\Delta AICc$** : Diferença entre o valor de **AICc** do modelo em questão para o modelo com menor valor de **AICc**. **W**: Peso de Akaike. **ER**: evidência relativa (*evidence ratio*). Número de observações (n) do conjunto de dados = 31.

Modelo	K	AICc	$\Delta AICc$	W	ER
T weibull	3	191,89	0,00	0,34	1,00
T+G weibull	4	192,58	0,69	0,24	1,41
T*G weibull	5	193,45	1,56	0,16	2,18
T*G exp	4	194,52	2,63	0,09	3,73
T+G exp	3	195,66	3,77	0,05	6,59
T exp	2	195,90	4,01	0,05	7,45
Null weibull	2	196,32	4,43	0,04	9,16
G weibull	3	197,19	5,30	0,02	14,19
G exp	2	207,44	15,55	0,00	2381,86
Null exp	1	210,33	18,44	0,00	10125,53

Direção de emigração

As aves do tratamento isolado que deixaram os fragmentos de soltura (62,5% - 10 de 16 indivíduos) o fizeram em direção aleatória em relação à direção dos respectivos fragmentos vizinhos mais próximos ($u = 0,33$, $P = 0,37$, $n = 10$ - **figura 5**). Por outro lado, as aves do tratamento corredor tenderam a deixar os respectivos fragmentos de soltura na direção dos corredores e, conseqüentemente, dos fragmentos mais próximos ($u = 4,12$, $P < 0.00001$, $n = 14$ - **figura 5**). Todas as aves do tratamento corredor emigraram pelos corredores, com exceção de dois indivíduos (um macho e uma fêmea) que emigraram pela matriz (**figura 5**), e de uma fêmea cujo transmissor se desprendeu ainda no fragmento de soltura, impossibilitando que seu destino fosse conhecido. Registros dos *data-loggers* indicaram que, uma vez nos corredores, os indivíduos movimentaram-se exclusivamente via estas estruturas. De fato, a distribuição das direções de emigração foi diferente entre aves do tratamento isolado e conectado ($W = 14,24$, $P = 0.001$ - **figura 5**). Como nem todas as aves emigraram, o número de observações de direções de emigração foi reduzido, não permitindo que fossem formalmente testados eventuais efeitos de sexo na direção de emigração dentro de cada tratamento.

Figura 5. Direção de emigração de indivíduos da ave olho-de-fogo-do-sul (*Pyriglena leucoptera*) translocados para pequenos fragmentos florestais **A**) completamente rodeados de matrizes campestres (isolado) ou **B**) conectados a um fragmento vizinho por corredor florestal (conectado). Triângulos sólidos e abertos representam, respectivamente, machos e fêmeas. Em ambos os tratamentos o ângulo '0' representa a direção da rota mais curta entre o fragmento de soltura e o fragmento mais próximo, na qual há corredor disponível em B mas não em A.

Sucesso de movimento

Das 31 aves monitoradas, 23 tiveram sucesso em realizar pelo menos um movimento entre fragmentos durante o período de monitoramento. Não obstante, enquanto pelo menos 94% das aves translocadas para fragmentos com corredores tiveram sucesso em alcançar um fragmento vizinho (uma fêmea foi eliminada desta análise pois seu transmissor despreendeu-se prematuramente, impedindo que seu destino fosse conhecido), apenas 56% dos indivíduos (9 de 16) do tratamento isolado tiveram sucesso (três machos e seis fêmeas). Os receptores automatizados mostraram que as aves que deixaram os fragmentos de soltura pelo corredor transitaram por estas estruturas até completarem o movimento entre fragmentos, evitando cruzar áreas campestres. Inclusive, quatro aves do tratamento conectado retornaram aos fragmentos de soltura, abandonando-os logo em seguida, sempre utilizando os corredores durante os deslocamentos.

O sucesso de movimento entre as categorias macho isolado, fêmea isolado, macho conectado e fêmea conectado não foi uniforme. O sucesso dos machos do tratamento isolado (37,5%) foi cerca de 2 vezes mais baixo do que o esperado pela hipótese nula (76,6%) e situou-se fora do intervalo de 95% dos valores centrais da distribuição nula. Em outras palavras, o sucesso observado dos machos do tratamento isolado ocorreu em menos de 5% das simulações (**figura 6**). O sucesso das fêmeas do tratamento isolado (87,5%) foi similar ao esperado e situou-se dentro dos valores centrais da distribuição nula (**figura 6**). O sucesso observado de machos e fêmeas do tratamento conectado foi similar (respectivamente 100 e 94%) e cerca de 1,4 vezes maior do que o esperado pela hipótese nula. Ambos os valores situam-se no limite superior das respectivas distribuições nulas e ocorreram em menos de 15% (machos) e 25% (fêmeas) das simulações (**figura 6**).

As causas de falha em completar um movimento entre fragmentos foram (1) relutância em abandonar os fragmentos de soltura e (2) predação (**tabela 1**). Das sete aves que falharam, quatro (três machos e uma fêmea) permaneceram nos fragmentos de soltura até o fim do período de estudo e três foram predadas - duas (um macho e uma fêmea) nas bordas dos respectivos fragmentos de soltura e uma (macho) na matriz. Ainda, após alcançar através da matriz um fragmento vizinho (4 ha), um macho do tratamento corredor foi predado durante um segundo movimento através da matriz. As carcaças dos indivíduos predados que puderam ser encontradas apresentaram marcas de

garras de aves de rapina. Uma predação por uma jararaca (*Bothrops* sp.) foi confirmada dentro de um fragmento de soltura.

Figura 6. Distribuição do número simulado de indivíduos (barras cinza) que conseguiriam realizar pelo menos um movimento entre fragmentos florestais em cada classe (macho – M ou fêmea – F, do tratamento isolado ou do conectado) se não houvessem efeitos de tratamento e sexo. As estrelas representam o número **observado** de indivíduos que conseguiram realizar pelo menos um movimento entre fragmentos em cada classe. Número de indivíduos monitorados (n) de cada categoria estão representados no eixo x. Ver métodos para maiores detalhes.

Discussão

Nossos resultados fornecem evidências de que (1) corredores florestais facilitam a movimentação de *P. leucoptera* entre fragmentos florestais, e (2) de que sua habilidade em realizar movimentos entre fragmentos isolados difere entre os sexos. Ambos os fatores devem ter importantes implicações sobre a persistência (e sobre eventuais ações de conservação) desta espécie, e provavelmente de outras, em paisagens florestais ocupadas pelo homem.

Efeitos dos corredores sobre o movimento

Corredores aumentaram o número de movimentos de *P. leucoptera* entre fragmentos ao influenciar fortemente suas decisões de movimentação durante os estágios de emigração e movimentação pela matriz (*sensu* IMS e YOCOZ 1997, VAN DYCK e BAGUETTE 2005). Durante o estágio da emigração, o atraso das aves do tratamento isolado -

particularmente dos indivíduos machos - pode ser considerado como resistência comportamental em cruzar os limites do habitat e mover-se pela matriz (CASTELLÓN e SIEVING 2006). Relutância em se mover para áreas abertas pode ser explicada por uma percepção de maior risco de predação (LIMA e DILL 1990), por uma reduzida capacidade de percepção com a qual as aves poderiam detectar e identificar outros fragmentos (LIMA e ZOLLNER 1996) ou por taxas de dispersão naturalmente baixas (GREENWOOD e HARVEY 1982).

Um número crescente de estudos vem demonstrando que certas espécies de aves neotropicais, especialmente insetívoros de sub-bosque, têm relutância em movimentar-se por áreas abertas (e.g., STOUFFER et al. 2006, MOORE et al. 2008, BOSCOLO et al. 2008, LEES e PERES 2009). Se por um lado áreas abertas dificultam, corredores parecem facilitar os movimentos de *P. leucoptera*, como indica a maior rapidez e proporção de indivíduos que emigraram no tratamento conectado. O passeriforme *Scelorchilus rubecula*, um rinocriptídeo florestal endêmico do sul do Chile, emigrou três vezes mais rápido quando translocado para fragmentos conectados por corredores do que para fragmentos isolados por matrizes abertas (CASTELLÓN e SIEVING 2006).

O fato de que quase todos os indivíduos (**tabela 1**) do tratamento conectado emigraram via corredor, evitando áreas abertas, sugere que *P. leucoptera* prefere mover-se por rotas via corredor do que por matrizes abertas. Tal prontidão em usar corredores pode estar relacionada à sua capacidade de forragear ao longo de bordas (ver HANSBAUER et al. 2008b). Seleção de habitat parece é um importante processo comportamental por trás dos padrões de movimentação em paisagens fragmentadas (CHETKIEWICZ et al. 2008, GILLIES e ST. CLAIR 2010). Um experimento de translocação com machos de *Thamnophilus doliatus* (espécie da mesma família de *P. leucoptera*) na Costa Rica revelou que os indivíduos tenderam a selecionar áreas florestais e de borda, em contraste com áreas abertas, ao se moverem por uma paisagem de floresta tropical seca intensamente fragmentada (GILLIES e ST. CLAIR 2010). Aves de floresta boreal no Canadá demonstraram resistência em cruzar áreas abertas maiores que 50 m e geralmente preferiram rotas pela floresta mesmo quando estas eram três vezes mais extensas do que rotas alternativas por áreas abertas (DESROCHERS e HANNON 1997).

As direções iniciais aleatórias tomadas pelas aves do tratamento isolado durante emigração (em contraste com o direcionamento dos movimentos das aves do tratamento

conectado) sugerem que as distâncias entre fragmentos neste estudo (85 a 380 m) estariam além da capacidade de percepção (i.e., da distância máxima na qual um elemento da paisagem pode ser detectado [LIMA E ZOLLNER 1996]) dos indivíduos de *P. leucoptera*. Movimentos entre fragmentos dentro da capacidade de percepção de um indivíduo tenderiam a ser orientados em direção ao fragmento detectado (LIMA e ZOLLNER 1996, NAMS 2006, PREVEDELLO et al. 2010), em contraste com movimentos iniciados sem um “alvo”, cujas direções (pelo menos as iniciais) tenderiam a ser aleatórias em relação à direção de fragmentos vizinhos. Um estudo com seis espécies de passeriformes neotropicais com variados graus de dependência florestal mostrou que, quando translocadas para matriz aberta a distâncias inferiores a 50 m da floresta, os movimentos eram direcionados para a floresta, e quando esse valor era superior a 50 m, os movimentos de todas as espécies passaram a ser independentes da direção da floresta (IBARRA-MACIA et al. no prelo). Assim, além de serem rotas preferidas, os corredores parecem ser usados por *P. leucoptera* como “pistas” para movimentação em situações onde fragmentos vizinhos estão além da capacidade de percepção.

A menor porcentagem de sucesso de movimento dos indivíduos do tratamento isolado deveu-se à permanência de alguns indivíduos nos fragmentos de soltura até o fim do período de monitoramento, e a casos de predação. Estes resultados são evidência de que corredores facilitam movimentos, e de que a espécie apresenta certo grau de relutância, dependente de sexo (ver próxima sessão), em mover-se pela matriz. O arapaçu-rajado (*Xiphorhynchus fuscus*), ave insetívora de sub-bosque endêmica da Mata Atlântica também aparenta ter certo grau de relutância em mover-se por áreas abertas, apesar de poder utilizar árvores isoladas como “trampolins” para mover-se fora da floresta (Boscolo et al. 2008). Visto que foram observados alguns casos de predação de *P. leucoptera* na matriz e em bordas de fragmentos, porém nunca em corredores nem em interior de fragmentos, neste e em outros estudos (AWADE 2009, HANSBAUER com. pess.), corredores parecem rotas mais seguras para o deslocamento de indivíduos da espécie em paisagens fragmentadas. Encontramos evidências de predação por aves de rapina, as quais parecem ser predadores em potencial de indivíduos movendo-se pela matriz.

Efeitos do sexo sobre o movimento

Além da presença de corredor, o sexo dos indivíduos foi uma importante variável para prever o comportamento de movimentação de *P. leucoptera*. Enquanto ambos os sexos moveram-se prontamente pelos corredores quando estes estiveram disponíveis, matrizes campestres ofereceram maior resistência aos movimentos de machos do que aos de fêmeas (**figuras 4B e 6**). Isto sugere que a substituição de florestas por áreas abertas diminui mais severamente os movimentos dos machos. Comparações entre os sexos com outras espécies de aves florestais não são possíveis, pois estudos similares avaliaram apenas machos (GILLIES e ST.CLAIR 2008, 2010) ou não fizeram distinção entre os sexos (e.g., CASTELLÓN e SIEVING 2006, BOSCOLO et al. 2008, IBARRA-MACIA et al. no prelo). Não obstante, resultados semelhantes foram encontrados para um roedor (*Microtus oeconomus*), onde ambos os sexos usaram corredores para se dispersar, mas apenas fêmeas (ao invés de machos) tiveram seus movimentos dificultados pela matriz (AARS e IMS 1999).

Dispersão assimétrica entre os sexos é comum em aves e mamíferos (JOHNSON e GAINES 1990). Esta assimetria tem sido relacionada ao fato de que nesses grupos a defesa de recursos (e.g., territórios) é principalmente encontrada em um dos sexos (machos em aves e fêmeas em mamíferos, GREENWOOD 1980). Assim, os custos e benefícios da dispersão seriam diferentes para cada sexo: o sexo que mantém os recursos seria o menos dispersivo, pois a prole do mesmo sexo teria vantagens em permanecer no território natal e herdar o território de sua mãe/pai, enquanto que para a prole do outro sexo ficar perto do território natal aumentaria as chances de depressão endogâmica (GREENWOOD 1980, CLOBERT et al. 2004). Entretanto, pouco se sabe sobre eventuais diferenças dos efeitos da fragmentação sobre a dispersão de cada um dos sexos (DALE 2001). Foi proposto que a fragmentação pode intensificar a assimetria na dispersão entre os sexos ao diminuir preferencialmente as chances de movimento de um dos sexos, causando desvios na razão sexual de populações pequenas e isoladas e aumentando suas chances de declínio e extinção (DALE 2001). Ao menos no caso de *P. leucoptera*, corredores seriam elementos da paisagem úteis para evitar ou diminuir tais desvios na razão sexual ao promover o movimento do sexo menos móvel.

Efetividade dos corredores e implicações para a conservação

A validade de corredores como estratégias efetivas de conservação tem sido longamente questionada na literatura (BENNET 2003, LAURENCE 2004). Mesmo se corredores ajudam os animais a encontrar fragmentos mais rapidamente, fragmentos isolados e conectados por corredores (se similares em outros aspectos) poderiam ter taxas de ocupação e abundâncias semelhantes no longo prazo (BEIER e NOSS 1998, HANNON e SCHMIEGELOW 2002). Neste caso, corredores não teriam efeitos positivos sobre a demografia e persistência da população, e seu valor de conservação seria limitado (HADDAD e TEWKSBURY 2006). No Planalto Atlântico Paulista, no entanto, a abundância de *P. leucoptera* foi maior em fragmentos conectados por corredor do que em fragmentos isolados de florestas adjacentes (UEZU et al. 2005). Ainda, fragmentos ocupados por *P. leucoptera* foram significativamente menos isolados de florestas vizinhas (média 60 m) do que fragmentos não-ocupados pela espécie (média 110 m, BOSCOLO 2007). Esta diferença no grau de isolamento de fragmentos ocupados e não-ocupados estão de acordo com estimativas da capacidade da espécie de cruzar áreas abertas, as quais foram obtidas por estudos independentes que utilizaram diferentes técnicas (UEZU et al. 2005, AWADE 2009, este estudo). Portanto, as decisões de movimentação de *P. leucoptera*, a qual nós demonstramos que podem ser afetadas pela estrutura da paisagem (corredores) e sexo, parecem ser importantes processos que influenciam seu padrão de ocupação e abundância em paisagens fragmentadas. Não obstante, estudos de longo prazo são necessários para confirmar benefícios demográficos dos corredores (HADDAD e TEWKSBURY 2006).

Foi sugerido que corredores podem agir como drenos populacionais, guiando os organismos para áreas onde estariam sujeitos a menor sobrevivência e reprodução (HENEIN e MERRIAM 1990, HOBBS 1992, LAURANCE 2004). Neste caso, corredores não só não teriam valor de conservação, como teriam efeitos negativos sobre as populações. Entretanto, há pouca informação empírica comparando taxas de mortalidade em corredores e em outros habitats (LAURANCE 2004). Nossos resultados não suportam este cenário de corredores como drenos, ao menos para *P. leucoptera*, pois sugerem que corredores são rotas mais seguras para movimentos entre fragmentos do que matrizes campestres. Eventos de predação de indivíduos de *P. leucoptera* – especialmente de machos - marcados com rádio transmissores foram observados em matrizes abertas (AWADE 2009, HANSBAUER com. pess., este estudo), porém não em corredores. Um

estudo de rádio-telemetria com *P. leucoptera* não registrou nenhuma mortalidade por predação em fragmentos florestais e mata contínua (HANSBAUER com. pess.), sugerindo que a mortalidade observada em áreas campestres não pode ser totalmente atribuída a um eventual efeito adverso dos transmissores sobre a sobrevivência dos indivíduos. O fato dos machos terem sido mais susceptíveis do que as fêmeas à predação em matrizes campestres deve ser investigado.

Nossos resultados sugerem que corredores podem facilitar movimentos entre fragmentos que estão além da capacidade de percepção de *P. leucoptera*. Um estudo que utilizou a técnica do *playback* sugere que movimentos rotineiros desta espécie podem ser comuns entre fragmentos isolados por até 45 m de matriz campestre (AWADE 2009). Corredores, portanto, seriam úteis para conectar fragmentos isolados por distâncias superiores a esta. Ainda, corredores poderiam aumentar a área de habitat disponível ao permitir que áreas de vida possam englobar mais de um fragmento, principalmente quando estes estiverem isolados por distâncias superiores a capacidade dos indivíduos de cruzar áreas abertas durante movimentos rotineiros (i.e., além da “*home range gap-crossing ability*” da espécie, *sensu* GRIBB e DOHERTY 1999). Corredores podem, ainda, diminuir os custos de movimentos (rotineiros ou não) entre fragmentos, tais como estresse fisiológico e risco de predação. Tanto maior mobilidade quanto menor custo durante movimentação entre fragmentos devem aumentar a viabilidade de populações em paisagens fragmentadas.

Sugerimos que futuros estudos sobre conectividade e uso de corredores por animais de floresta pluvial devam comparar sexos. Se neste estudo tivéssemos analisado apenas fêmeas, chegaríamos à conclusão que corredores não aumentam o sucesso de movimentos entre fragmentos. Quando os movimentos por paisagens fragmentadas são limitados pela baixa mobilidade de um dos sexos (e.g. PIRES e FERNANDEZ 1999, PIRES et al. 2002, este estudo), o comportamento de movimentação deste sexo deve ser usado para estimar distâncias críticas entre fragmentos visando o planejamento de paisagens menos hostis para a espécie em questão. Ainda, como dentro de uma espécie as decisões de movimentação podem variar devido a atributos além do sexo (e.g., idade, personalidade, população de origem - WIENS 1997, FRASER et al. 2001), estudos futuros devem quantificar eventuais variações intraespecíficas nos comportamentos envolvidos no movimento. Estudos futuros também devem considerar o comportamento de movimentação e o potencial de conectividade em matrizes de estrutura mais complexa,

como silvicultura de *Eucalyptus* sp., pomares, capoeiras e culturas anuais como milho e cana-de-açúcar. Por fim, devem ser realizados estudos para averiguar se espécies florestais que evitam bordas (ver HANSBAUER et al. 2008b, BANKS-LEITE et al. 2010) também se beneficiariam de corredores das dimensões analisadas neste estudo (20 – 60 m de largura).

Conclusões

Os resultados deste estudo demonstraram como os comportamentos de movimentação de *P. leucoptera* entre fragmentos florestais podem ser influenciados por fatores externos (i.e., presença/ausência de corredores florestais) e por atributos dos indivíduos (i.e., sexo). Sugerimos que tais comportamentos são importantes processos que podem influenciar os padrões de ocupação e abundância em paisagens fragmentadas. Até onde vai nosso conhecimento, o presente estudo foi o primeiro a analisar o papel de corredores e sexo sobre as decisões de movimentação de uma espécie de floresta pluvial neotropical - justamente o tipo de organismo mais ameaçado pela fragmentação e o que mais se espera beneficiar com corredores (SEKERCIOGLU 2009). Encontramos evidências de que os movimentos entre fragmentos isolados por mais de 80 m são fortemente viesados em direção às fêmeas, e que corredores podem diminuir tal viés promovendo taxas de movimentação similares entre os sexos. Nós também mostramos que corredores podem direcionar e aumentar a frequência de movimentos entre fragmentos, principalmente por aumentar a propensão à emigração (notadamente dos machos) e provavelmente por diminuir as chances de predação durante o deslocamento. Este estudo fornece evidências, portanto, de que corredores florestais aumentam a conectividade funcional da paisagem para uma ave de subosque de floresta neotropical. Sugere, também, que corredores podem ter efeitos positivos sobre a persistência de *P. leucoptera* - e de outras espécies com características semelhantes - em paisagens fragmentadas pelo homem.

Referências Bibliográficas

- Aars, J. e Ims, R. A. 1999. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. *Ecology* 80, 1648-1655.
- Awade, M. 2009. Padrões de movimentação de uma espécie de ave em paisagens fragmentadas e seus efeitos para a conectividade funcional: uma abordagem hierárquica. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Baguette, M. e Van Dyck, H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology*, 1117-1129.
- Banks-Leite, C. 2009. Conservação da comunidade de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas da Floresta Atlântica. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M. e Metzger, J. P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119, 918-926.
- Beier, P. e Noss, R. F. 1998. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86, 1988-1995.
- Boscolo, D. 2007. Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Boscolo, D. Candia-Gallardo, C. E., Awade, M. e Metzger, J. P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40, 273-276.
- Boscolo, D. e Metzger, J. P. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24, 907-918.
- Burnham, K. P. e Anderson, D. R. 2002. *Model selection and multi model inference: a practical information-theoretic approach*. Segunda edição. New York: Springer Science.
- Candia-Gallardo, C. E., Awade, M., Boscolo, D. e Bugoni, L. 2010. Rastreamento de aves através de telemetria por rádio e satélite. Em: Von Matter, S., Straube, F., Accordi, I., Piacentini, V. e Cândido-Jr., J. F. (Org.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books. pp 255-279.

- Castellón, T. D. e Sieving, K. E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20, 135-145.
- Chetkiewicz, C. L. B., St. Clair, C. C. e Boyce, M. S. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37, 317-342.
- Clobert, J., Ims, R. A. e Rousset, F. 2004. Causes, mechanisms and consequences of dispersal. Em: Hanski, I. A. e Gaggiotto, O. E. (Editores), *Ecology, Genetics, and Evolution of Metapopulations*. London: Academic Press. pp 307-335.
- Dale, S. 2001. Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. *Oikos* 92, 344-356.
- Dale, S., Lunde, A. e Steifetten, O. 2005. Longer breeding dispersal than natal dispersal in the ortolan bunting. *Behavioral Ecology* 16, 20-24.
- Dean, W. 1996. *A Ferro e Fogo: A História e a Devastação da Mata Atlântica Brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras.
- Desrochers, A. e Hannon, S. J. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11, 1204-1210.
- Dirzo, R. e Raven, P. H. 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 137-167.
- Dunning, J. B. 2008. *Handbook of avian body masses*. Segunda edição. Boca Ratón: CRC Press.
- Fraser, D. F., Gilliam, J. F., Daley, M. J., Le, A. N. e Skalski, G. T. 2001. Explaining leptokurtic movement distributions: intrapopulation variation in boldness and exploration. *The American Naturalist* 158, 124-35.
- Fisher, N. I. 1993. *Statistical analysis of circular data*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Gillies, C. S. e St Clair, C. C. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *PNAS* 105, 19774-19779.
- Gillies, C. S. e St. Clair, C. C. 2010. Functional responses in habitat selection by tropical birds moving through fragmented forest. *Journal of Applied Ecology* 47, 182-190.
- Gomes, V. S. D. M., Alves, V.S. e Ribeiro, J. R. I. 2001. Food items found in regurgitation samples of *Pyriglena leucoptera* (Vieillot) (Aves, *Thamnophilidae*) in a secondary forest area in Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 18, 1073 - 1079.

- Goodwin, B. J., Bender, D. J., Contreras, T. A., Fahrig, L. e Wegner, J. F. 1999. Testing for habitat detection distances using orientation data. *Oikos* 84, 160–163.
- Goodwin, B. J. e Fahrig, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos* 99, 552-570.
- Greenwood, P. J. 1980. Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140-1162.
- Greenwood, P. J. e Harvey, P. H. 1982. The natal and breeding dispersal of birds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13, 1-21.
- Grubb Jr., T. e Doherty Jr., P. 1999. On home-range gap-crossing. *The Auk* 116, 618–628.
- Haddad, N. M. 1999. Corridor use predicted from behaviors at habitat boundaries. *The American Naturalist* 153, 215-227.
- Haddad, N. M. 2008. Finding the corridor more traveled. *PNAS* 105, 19569-19570.
- Haddad, N. M. e Tewksbury, J. J. 2006. Impacts of corridors on populations and communities. Em: Crooks K. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 390-415.
- Hannon, S. J. e Schmiegelow, F. K. A. 2002. Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds. *Ecological Applications* 12, 1457–1468.
- Hansbauer, M. M. e Pimentel, R. G. 2008. A comparison of five techniques for attaching radio-transmitters to tropical passerine birds. *Revista Brasileira de Ornitologia* 16, 131-136.
- Hansbauer, M. M., Storch, I., Pimentel, R. G. e Metzger, J. P. 2008a. Comparative range use by three Atlantic Forest understorey bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology* 24, 291-299.
- Hansbauer, M. M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J., Pimentel, R. G., Knauer, F. e Metzger, J. P. 2008b. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 141, 782-791.
- Harris, R. J. e Reed, J. M. 2002. Behavioral barriers to non-migratory movements of birds. *Annales Zoologici Fennici* 39, 275–290.
- Henein, K. e Merriam, G. 1990. The elements of connectivity where corridor quality is variable. *Landscape Ecology* 4, 157-170.
- Hobbs, R. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7, 389-392.

- Ibarra-Macias, A., Robinson, W. D. e Gaines, M.S. no prelo. Experimental evaluation of bird movements in a fragmented Neotropical landscape. *Biological Conservation*.
- Ims, R. A. e Yoccoz, N. G. 1997. Studying transfer processes in metapopulations: emigration, migration, and colonization. Em: Hanski, I. A. e Gilpin, M. E. (editores), *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics, and Evolution*. London: Academic Press. pp. 247-265.
- Johnson, M. L. e Gaines, M. S. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21, 449-480.
- Kenward, R. E. 2000. *A manual for wildlife radio tagging*. Segunda Edição. London: Academic Press.
- Lees, A. C. e Peres, C. A. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* 118, 280-290.
- Lima, S. L. e Dill, L. M. 1990. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Canadian Journal of Zoology* 68, 619-640.
- Lima, S. L. e Zollner, P. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 131-135.
- Machin, D., Cheung, Y. B. e Parmar, M. K. B. 2006. *Survival Analysis: a Practical Approach*. West Sussex: John Wiley & Sons.
- Marini, M. A. 2010. Bird movement in a fragmented Atlantic Forest landscape. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 45, 1-10.
- Moore, R. P., Robinson, W. D., Lovette, I. J. e Robinson, T. R. 2008. Experimental evidence for extreme dispersal limitation in tropical forest birds. *Ecology Letters* 11, 960-968.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G.A.B. e Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nams, V. O. 2006. Detecting oriented movement of animals. *Animal Behaviour* 72, 1197-1203.
- Paradis, E., Baillie, S. R., Sutherland, W. J. e Gregory, R. D. 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology* 67, 518- 536.
- Pires, A. D. e Fernandez, F. A. 1999. Use of space by the marsupial *Micoureus demerarae* in small Atlantic Forest fragments in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 15, 279-290.

- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. e Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108, 229-237.
- Prevedello, J. A., Forero-Medina, G. e Vieira, M. V. no prelo. Movement behaviour within and beyond perceptual ranges in three small mammals: effects of matrix type and body mass. *Journal of Animal Ecology*.
- Oliveira-Filho A. T. e Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and influence of climate. *Biotropica* 32, 793–810.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org>.
- Ridgely, R. S. e Tudor, G. 1994. *The birds of South America Volume 2: the Suboscine Passerines*. Austin: University of Texas Press.
- Rosenberg, D. K., Noon, B. R. e Meslow, E. C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47, 677–687.
- Ross, J. L. S. e Moroz, I. C. 1997. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo, escala 1:500.000. Volume 1. - Geografia-FFLCH-USP, IPT and Fapesp.
- Sekercioglu, C. 2009. Tropical ecology: riparian corridors connect fragmented forest bird populations. *Current Biology* 19, 210-213.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira: Uma Introdução*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Simberloff, D. S., Farr, J. A., Cox, J. e Mehlman, D. W. 1992. Movement corridors: conservation bargains or poor investments ? *Conservation Biology* 6, 493-504.
- St. Clair, C. C., Bélisle, M., Desrochers, A. e Hannon, S. 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. *Ecology and Society* 2, 13.
- Stratford, J. e Robinson, W. D. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 85-92.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K. e Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571–573.
- Taylor, P. D., Fahrig, L. e With, K. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Em: Crooks, K. R. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press. pp. 29-43.
- Therneau, T. 2009. Survival: Survival analysis, including penalised likelihood. R package version 2.35-4. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=survival>

- Uezu, A., Metzger, J. P. e Vielliard, J. M. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.
- Van Dyck, H. e Baguette, M. 2005. Dispersal behaviour in fragmented landscapes: routine or special movements? *Basic and Applied Ecology* 6, 535-545.
- Wiens, J. A. 2001. The landscape context of dispersal. Em: Clobert, J., Danchin, E., Dhondt, A.A. e Nichols, J. J. (editores), *Dispersal*. Oxford: Oxford University Press. pp. 96–109.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*. Second edition. Upper Saddle River: Prentice-Hall Inc.
- Zollner, P. A. e Lima, S. L. 1999. Search strategies for landscape-level interpatch movements. *Ecology* 80, 1019-1030.

Apêndices

Apêndice 1. Script em linguagem R desenvolvido para simular distribuições de número de indivíduos bem sucedidos em realizar movimentos entre fragmentos, a partir de uma distribuição binomial e um dado um número de indivíduos (n) e uma probabilidade P.

```
####Expected success by randomization
####simula distribuições nulas binomiais e faz um stripchart da
distribuição dos pontos esperados

calculo<-matrix(NA,nrow=4,ncol=10000)####gera uma matriz que vai ser
preenchida por valores ao acaso de uma binomial com os parâmetros
especificados (número de valores, número de lances 'n' e probabilidade
de sucesso 'P')
  for(i in 1:10000)
  {
    calculo[1,i]<-rbinom(1,8,0.766)
    calculo[2,i]<-rbinom(1,8,0.766)
    calculo[3,i]<-rbinom(1,8,0.766)
    calculo[4,i]<-rbinom(1,6,0.766)
  }
calculo
final<-t(calculo)
final

      ##cálculo dos percentis
      quantile(final[,1],c(0.05,0.9))
      quantile(final[,2],c(0.05,0.9))
      quantile(final[,3],c(0.05,0.65,0.7,0.80,0.85,0.9,0.95))
      quantile(final[,4],c(0.05,0.70,0.85,0.9))

####gráfico
y<-c(final[,1],final[,2],final[,3],final[,4])
categories<-gl(4,10000,40000)
par(mfrow= c(1,1))
stripchart(y~categories,pch=23,col="gray",ylim=c(0,10),
ylab = "Num. de indivíduos bem
sucessidos",method="stack",offset=0.0031,
xlab = c("Isolado", "Conectado"),tcl=0.5,cex.axis=1,cex.lab=1.2,
xlim=NULL,frame.plot=F,vertical = T,group.names=c("M(n=9)", "F(n=7)",
"M (n=8)", "F(n=6)"),cex=0.55)
  obsx<-c(1,2,3,4)
  obsy<-c(3,6,8,6)
  points(obsx,obsy,pch="*",col="black",cex=2)
  legend (3.16,10,c("número
observado"),pch="*",cex=1,bty="n",text.width=(0.5))
```

Capítulo 4

Discussão geral

Johann Moritz Rugendas, “Desmatamento de uma floresta” (1821). Estampa reproduzida da litografia “Defrichement d’une forêt”. Coleção Fundação Biblioteca Nacional/DRD/Div. De Iconografia, RJ.

Discussão geral

Os estudos realizados nesta dissertação fornecem evidências que os corredores podem servir como habitat e como facilitadores de movimento para aves florestais em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Nossos resultados suportam, portanto, a perspectiva de que corredores são elementos da paisagem importantes para a conservação da biodiversidade em áreas fragmentadas. Os resultados apontam também algumas limitações dos corredores como estratégia de conservação, e revelam a importância de atributos dos corredores que podem influir em sua efetividade. Estes resultados são relevantes para o manejo de paisagens fragmentadas, bem como para o debate acerca dos impactos biológicos de alterações no Código Florestal Brasileiro.

Apesar das teorias ecológicas espaciais darem ênfase à conectividade como um processo-chave na persistência de populações em habitats fragmentados (ver HARRISON e BRUNA 1999), evidências empíricas indicam que a perda de biodiversidade responderia muito mais intensamente à quantidade do que a conectividade ou configuração dos habitats remanescentes (FAHRIG 2003). Isto implica que medidas de conservação baseadas em aumento ou manutenção da conectividade, tal como corredores, teriam utilidade limitada (BEIER e NOSS 1998, HARRISON e BRUNA 1999, FAHRIG 2003). Em ecossistemas tropicais, entretanto, a importância da configuração do habitat deve ser maior do que em ecossistemas temperados, pelo fato dos primeiros abrigarem diversos especialistas de habitat e microhabitat (FAHRIG 2003). Estudos que analisaram separadamente os efeitos da quantidade e da fragmentação *per se* do habitat sobre aves de Mata Atlântica no Planalto Atlântico de São Paulo encontraram que esta última foi muito importante para explicar a riqueza, abundância e composição de aves florestais (DEVELEY e METZGER 2006, MARTENSEN et al. 2008). Assim, medidas visando a manutenção ou aumento da conectividade seriam muito importantes para a conservação da biodiversidade em paisagens da Mata Atlântica (MARTENSEN et al. 2008).

Ainda que um crescente número de estudos demonstre que corredores podem aumentar a conectividade (i.e., facilitar movimentos) em paisagens fragmentadas (ver revisão em GILBERT-NORTON et al. 2010), pouco se sabe sobre os efeitos de corredores sobre a movimentação de espécies especialistas da floresta tropical (no entanto ver Awade 2009 e **capítulo 3**), justamente as espécies mais afetadas pela perda e

fragmentação de habitats (SEKERCIOGLU 2009). Até onde vai nosso conhecimento, nosso estudo foi o primeiro a abordar esta questão. Apesar de encontrarmos que corredores aumentam a conectividade para a espécie estudada (*P. leucoptera*), e que este aumento poderia refletir positivamente em sua persistência (ver **capítulo 3**), ainda estamos longe de entender como os movimentos de espécies florestais em geral respondem à presença de corredores.

Os benefícios proporcionados pelos corredores, entretanto, não se restringiriam a um eventual aumento na conectividade e mobilidade de indivíduos pela paisagem. São cada vez mais numerosas as evidências de que corredores podem servir como habitat para muitas espécies florestais. Estudos vêm registrando diversas espécies de florestas tropicais em corredores, muitas das quais utilizando-os como habitat, tal como aves florestais na Amazônia (HAWES et al. 2008, LEES e PERES 2008), na Costa Rica (SEAMAN e SCHULZE 2010) e na Mata Atlântica (**capítulo 2**); anfíbios de serrapilheira e pequenos mamíferos na Amazônia (LIMA e GASCON 1999); marsupiais arborícolas na Austrália (LAURENCE e LAURENCE 1999); e médios grandes mamíferos na Amazônia (LEES e PERES 2008). Portanto, os benefícios dos corredores iriam além de uma eventual redução dos efeitos da fragmentação *per se* e se estenderiam na direção de aumentar (ou reter) quantidade de habitat. Assim, uma paisagem com corredores teria mais habitat disponível (e conectividade) do que uma paisagem semelhante sem corredores, aumentando a chance de persistência das populações. A efetividade de corredores deve depender também do contexto da paisagem. Em paisagens hiperfragmentadas, onde ocorreram muitas extinções e o *pool* de espécies é empobrecido, corredores seriam de pouca valia, abrigando apenas espécies generalistas (e.g, SANTOS et al. 2008, LOPES et al. 2009). Por outro lado, em paisagens com cobertura vegetal intermediária (como é o caso dos 30% do planalto de Ibiúna) os corredores atingiriam seu máximo de eficiência, pois poderiam conectar áreas isoladas ou restauradas a fontes de espécies especialistas de floresta (PARDINI et al. 2010).

Apesar dos benefícios acima apontados, corredores apresentam algumas limitações quanto ao seu valor como estratégias de conservação. Em paisagens neotropicais, corredores não são capazes de reter toda a assembléia de espécies florestais (SANTOS et al. 2008, HAWES et al. 2008, LOPES et al. 2009, SEAMAN e SCHULZE 2010, **capítulo 2**). Por exemplo, no Planalto Atlântico de São Paulo há espécies de aves sensíveis que são associadas a blocos florestais contínuos que

desaparecem (ou têm suas populações extremamente reduzidas) em paisagens fragmentadas (DEVELEY 2004, BANKS-LEITE et al. 2010), e outras espécies que persistem nos remanescentes mas que não foram registradas (ou foram registradas raramente) nos corredores (**capítulo 2**), algumas delas aparentemente por evitar áreas de borda (HANSBAUER et al. 2008, BANKS-LEITE et al. 2010). Ambos os tipos de espécies muito provavelmente não são beneficiadas por corredores, ao menos não como habitat, e necessitariam de outras estratégias de conservação tal como a manutenção de grandes blocos florestais.

Outra limitação dos corredores vem da falta de informações a respeito de sua eficiência em facilitar movimentos de organismos florestais (ver SEKERCIOGLU 2009). Tal lacuna limita a avaliação do custo-benefício de medidas de conservação focadas em “conectar” populações de espécies de interesse frente a medidas alternativas, tal como a compra de novas áreas de habitat, ainda que isoladas (METZGER 2003). A falta de estudos sobre os efeitos de corredores sobre a movimentação de espécies florestais pode ser explicada pelas dificuldades de monitorar os movimentos de indivíduos em paisagens reais (LIMA e ZOLLNER 1996) e de identificar a motivação dos movimentos (ST. CLAIR et al. 1998). Sugerimos que a associação das técnicas de translocação e rádio-telemetria aplicada em um contexto experimental (ver CASTELLÓN e SIEVING 2006, GILLIES e ST. CLAIR 2008, **capítulo 3**) é uma alternativa viável para se contornar essas dificuldades e obter informações sobre a utilidade de corredores como promotores de movimento. Não obstante, estas técnicas demandam considerável tempo e soma de recursos financeiros e logísticos. Sugerimos também que a associação de técnicas experimentais com técnicas observacionais, como realizado nesta dissertação, pode fornecer *insights* importantes. Segundo HADDAD et al. (2002), experimentos combinados com estudos de observação oferecem o melhor teste para teorias e a fonte mais provável de princípios gerais sobre o valor de corredores para a conservação.

A partir do conjunto de estudos disponíveis na região neotropical já emergem algumas características dos corredores que podem influenciar seu valor de conservação. Alguns estudos apontaram que corredores ripários e não-ripários abrigariam assembléias complementares e teriam, por isso, papéis complementares na conservação (HAWES et al. 2008, BARLOW et al. 2010). Nossos resultados não suportam este cenário no Planalto de Ibiúna, sugerindo que este padrão deve variar de acordo com a presença ou não na paisagem de espécies florestais especialistas de ambientes ripários (ver

capítulo 2). Outro fator que pode ser importante é a qualidade da vegetação dos corredores, sendo que corredores com vegetação mais preservada abrigariam maior número de espécies florestais (LEES e PERES 2008). No entanto, a característica mais importante dos corredores é sem dúvida sua largura (LEES e PERES 2008, METZGER 2010, **capítulo 2**), a qual é, inclusive, correlacionada com qualidade da vegetação (LEES e PERES 2008). Enquanto corredores de cerca de 100 m de largura mínima seriam necessários para começar a se manter assembléias de espécies semelhantes a de fragmentos florestais, corredores estreitos parecem ter um limitado valor de conservação por abrigar um grupo pequeno e restrito de espécies (METZGER et al. 1997, ARCOS et al. 2008, LEES e PERES 2008, METZGER 2010, **capítulo 2**).

O conhecimento científico obtido nestes últimos anos permite sustentar que uma redução nas larguras mínimas de corredores ripários (i.e., das faixas de proteção permanente ao longo dos cursos d'água – APP) de 60 para 30 metros, como prevê proposta de alteração do Código Florestal encabeçada por setores ligados ao agronegócio (ver METZGER et al. 2010, MICHALSKI et al. 2010), implicará em perdas significativas para a biodiversidade (CASATTI 2010, DEVELEY e PONGILUPPI 2010, GALETTI et al. 2010, MARQUES et al. 2010, METZGER 2010, MICHALSKI et al. 2010, TOLEDO et al. 2010, **capítulo 2**). Estimamos que esta redução nas APP pode diminuir em cerca de 30% o número de espécies de aves florestais nos corredores no planalto de Ibiúna (**figura 1, capítulo 2**). Portanto, as evidências disponíveis indicam que, ao contrário de ser reduzida, a atual largura mínima de APP (60 m) deveria ser expandida para limiares mínimos de pelos menos 100 m (50 m de cada lado do rio), independentemente do bioma, do grupo taxonômico, do solo ou do tipo de topografia (METZGER 2010). Corredores de 30 metros de largura poderiam até manter sua função como facilitadores de movimentos para algumas espécies (**capítulo 3**), mas não serviriam como habitat para a maioria das espécies florestais (**capítulo 2**). E residência em corredores seria a melhor forma de garantir conectividade, principalmente para espécies de baixa mobilidade (BENNETT 1990, LAURANCE 2004).

Figura 1. Estimativas de redução no número de espécies de aves florestais em corredores no Planalto de Ibiúna em virtude da redução da largura mínima de corredores ripários (APP) de 60 (linha tracejada vermelha) para 30 m (linha tracejada preta). Estimativas baseadas em dois modelos com maior suporte (dentre seis avaliados) e igualmente plausíveis obtidos no **capítulo 2**.

Recomendações

A falta de conhecimento acerca dos processos que governam o uso de corredores pelos indivíduos limita a avaliação e concepção de corredores efetivos (CHETKIEWICZ et al. 2008). Corredores geralmente são utilizados sob a premissa de que áreas abertas dificultam movimentos e de que corredores os facilitam. No entanto, essa premissa é pouco confrontada com dados empíricos sobre as decisões de movimentação das espécies de interesse (CHETKIEWICZ et al. 2008), visto que estes dados raramente estão disponíveis. Indivíduos de uma espécie podem ser capazes de se moverem entre fragmentos mesmo que estes estejam isolados estruturalmente, enquanto que indivíduos de outra espécie podem não ser capazes de se moverem entre fragmentos mesmo que estes estejam conectados por corredor (TAYLOR et al. 2006). Por isso, sugerimos que o uso de corredores como estratégia de conservação também leve em conta os processos envolvidos no comportamento de movimentação e seleção de habitat dos indivíduos, indo além dos aspectos puramente estruturais da paisagem (TAYLOR et al. 2006, CHETKIEWICZ et al. 2008). Um maior conhecimento sobre os processos de seleção de habitat e movimento irá fortalecer consideravelmente nossa habilidade para avaliar a efetividade de corredores (CHETKIEWICZ et al. 2008, **capítulo 3**). No entanto, essa tarefa requer estudos focados no indivíduo, o que dificulta o estabelecimento de princípios

gerais para corredores que beneficiem múltiplas espécies (e.g., BEIER e LOE 1992, CHETKIEWICZ et al. 2008).

Como dispersão assimétrica entre os sexos é comum em aves e mamíferos (JOHNSON e GAINES 1990), sugerimos que estudos futuros avaliem os efeitos do sexo sobre a movimentação de indivíduos em paisagens fragmentadas. Neste estudo encontramos evidências de que um dos sexos (machos) da espécie estudada tem menor habilidade que o outro para se mover entre fragmentos estruturalmente isolados por mais de 80 m de matrizes campestres. Esta assimetria pode gerar desvios na razão sexual de populações isoladas, aumentando suas chances de extinção (DALE 2001), efeito este que os corredores poderiam evitar ou diminuir (**capítulo 3**). Este tipo de efeito negativo da fragmentação, apesar de potencialmente importante (ver DALE 2001, **capítulo 3**), tem permanecido largamente inexplorado.

Apesar de existirem evidências a respeito da importância da largura dos corredores sobre a riqueza e composição de espécies florestais, também é necessário entender como a largura dos corredores influi na movimentação dos indivíduos. Espera-se que espécies que evitem bordas necessitem de corredores mais largos para se movimentarem (LAURANCE 2004). Importante também é avaliar se o habitat fornecido pelos corredores (**capítulo 2**) é de boa qualidade, visto que foi sugerido que corredores poderiam ser drenos populacionais (HOBBS 1992, LAURANCE 2004). Esta avaliação poderia ser feita comparando-se taxas de forrageio, predação e sucesso reprodutivo observadas em corredores com as observadas em fragmentos. Por fim, para avaliar a efetividade dos corredores devem ser analisados os seus efeitos de longo-prazo sobre a demografia, e em última instância sobre a persistência de populações de interesse de conservação (HADDAD e TEWKSBURY 2006). Evidências indicam que o isolamento estrutural do habitat pode ter conseqüências negativas sobre a abundância (UEZU et al. 2005) e incidência (BOSCOLO 2007) de *P. leucoptera*, e que corredores podem diminuir estes efeitos (**capítulo 3**).

Conclusões

Os resultados deste estudo somam-se aos de outros estudos conduzidos na região neotropical que indicam que corredores podem servir como habitat e como facilitadores de movimentos, sendo, por isso, elementos úteis para a conservação da biodiversidade.

No entanto, corredores têm limitações e devem ser utilizados sempre que possível em conjunto com outras estratégias de conservação, tais como a preservação de grandes blocos florestais. A falta de informações sobre os processos de seleção de habitat e movimentação que governam o uso de corredores, os quais requerem estudos no nível do indivíduo, limita uma avaliação mais detalhada da efetividade dos corredores, e logo do seu uso em estratégias de conservação. Não obstante, as informações disponíveis indicam que corredores deveriam ter largura mínima de 100 m para manter sua funcionalidade biológica, e que eventuais reduções nas larguras de APP terão efeitos negativos sobre a biodiversidade de paisagens fragmentadas.

Referências bibliográficas

- Arcos, I. T., Jiménez, F., Harvey, C. A. e Casanoves, F. 2008. Riqueza y abundancia de aves en bosques ribereños de diferentes anchos en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras. *Revista de Biología Tropical* 56, 355-369.
- Banks-Leite, C., Ewers, R. M. e Metzger, J. P. 2010. Edge effects as the principal cause of area effects on birds in fragmented secondary forest. *Oikos* 119, 918-926.
- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, M. I. M., Hawes, J., Peres, C. A., Vaz-de-Mello, F. Z. & Gardner, T. A. 2010. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology* 47, 779-788.
- Beier, P. e Loe, S. 1992. A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin* 20, 434-440.
- Beier, P. e Noss, R. F. 1998. Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology* 12, 1241-1252.
- Bennett, A. F. 1990. *Habitat Corridors: their role in wildlife management and conservation*. Victoria: Department of Conservation and Environment (Australia).
- Boscolo, D. 2007. Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Casatti, L. 2010. Alterações no código florestal brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* (10)4. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00310042010>

- Castellón, T. D. e Sieving, K. E. 2006. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. *Conservation Biology* 20, 135-145.
- Chetkiewicz, C. L. B., St. Clair, C. C. e Boyce, M. S. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37, 317-342.
- Dale, S. 2001. Female-biased dispersal, low female recruitment, unpaired males, and the extinction of small and isolated bird populations. *Oikos* 92, 344-356.
- Develey, P. F. 2004. Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves de Mata Atlântica. Tese de Doutorado, Departamento de Ecologia, IB, USP.
- Develey, P. F. e Metzger, J. P. 2006. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem. Em: Laurance, W. F. e Peres, C. A. (eds), *Emerging threats to tropical forests*. Chicago: University of Chicago Press. pp 269–290.
- Develey, P. F. e Pongiluppi, T. 2010. Impactos potenciais na Avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica* 10(4). Disponível em:
<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00610042010>.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487-515.
- Galetti, M., Pardini, R., Duarte, J. M. B., Silva, V. M. F., Rossi, A. e Peres, C. A. 2010. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. *Biota Neotropica* 10(4). Disponível em:
<http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00710042010>.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R. e Beard, K. H. 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24, 660-668.
- Gillies, C. S. e St Clair, C. C. 2008. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. *PNAS* 105, 19774-19779.
- Haddad, N. M. e Tewksbury, J. J. 2006. Impacts of corridors on populations and communities. Em: Crooks K. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 390-415.
- Haddad, N. M., Rosenberg, D. K. e Noon, B. R. 2000 On experimentation and the study of corridors: response to Beier and Noss. *Conservation Biology* 14, 1543-1545.
- Hansbauer, M. M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J., Pimentel, R. G., Knauer, F. e Metzger, J. P. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 141, 782-791.

- Harrison, S. e Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22, 225-232.
- Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T. e Peres, C. 2008. The value of forest strips for understorey birds in an Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation* 141, 2262-2278.
- Hobbs, R. 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7, 389-392.
- Johnson, M. L. e Gaines, M. S. 1990. Evolution of dispersal: theoretical models and empirical tests using birds and mammals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 21, 449-480.
- Laurance, S. G. W. e W. F. Laurance. 1999. Tropical wildlife corridors: use of linear rainforest remnants by arboreal marsupials. *Biological Conservation* 91:231-239.
- Laurance, S. G. W. 2004. Landscape connectivity and biological corridors. Em: Schroth, G., Fonseca, G. A. B. D., Harvey, C. A., Gascon, C., Vasconcelos, H. L. e Izac A. M. N. (editores), *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. Washington D. C: Island Press. pp. 50-63.
- Lees, A. C. e Peres, C. A. 2008. Conservation value of remnant riparian forest corridors of varying quality for amazonian birds and mammals. *Conservation Biology* 22, 439-449.
- Lima, S. L. e Zollner, P. 1996. Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. *Trends in Ecology and Evolution* 11, 131-135.
- Lima, M. G. D. e Gascon, C. 1999. The conservation value of linear forest remnants in central Amazonia. *Biological Conservation* 91, 241-247.
- Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A. e Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. *Biological Conservation* 142, 1154-1165.
- Martensen, A. C., Pimentel, R. e Metzger, J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141, 2184-2192.
- Marques, O. A. V., Nogueira, C., Martins, M. e Sawaya, R. J. 2010. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros. *Biota Neotropica* 10 (4). Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn00510042010>.
- Metzger, J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação* 8, 92-99.

- Metzger J. P., Bernacci, L. C. e Goldenberg R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments with different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* 133,135-152.
- Metzger, J. P. 2003. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? Em: Kageyama, P. Y., Oliveira, R. E., Moraes, L. F. D., Engel, V. L., Gandara, F. B. (eds.), *Restauração ecológica de ecossistemas naturais*. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais – FEPAF. pp. 49-76.
- Metzger, J. P., Lewinsohn, T. M., Joly, C. A., Verdade, L. M., Martinelli, L. A. e Rodrigues, R. R. 2010. Brazilian law: full speed in reverse? *Science* 329, 276-277.
- Michalski, F., Norris, D. e Peres, C. A. 2010. No return from biodiversity loss. *Science* 329, 1282.
- Pardini, R., Bueno, A. A., Gardner, T.A., Prado, P.,I. e Metzger, J. P. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS ONE* 5, e13666.
doi:10.1371/journal.pone.0013666
- Santos, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P. e Tabarelli, M. 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation* 141, 249-260.
- Seaman, B. S. e Schulze, C. H. 2010. The importance of gallery forests in the tropical lowlands of Costa Rica for understory forest birds. *Biological Conservation* 143, 391-398.
- Sekercioglu, C. 2009. Tropical ecology: riparian corridors connect fragmented forest bird populations. *Current Biology* 19, 210-213.
- St. Clair, C. C., Bélisle, M., Desrochers, A. e Hannon, S. 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. *Ecology and Society* 2, 13.
- Taylor, P. D., Fahrig, L. e With, K. 2006. Landscape connectivity: A return to basics. Em: Crooks, K. R. e Sanjayan, M. (editores), *Connectivity Conservation*. Cambridge: Cambridge University Press , pp. 29-43.
- Toledo, L. F., Carvalho-e-Silva, S. P., Sánchez, C., Almeida, M. A. e Haddad, C. F. B. 2010. A revisão do Código Florestal Brasileiro: impactos negativos para a conservação dos anfíbios. *Biota Neotropica*. 10 (4). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/en/abstract?article+bn00410042010>.
- Uezu, A., Metzger, J. P. e Vielliard, J. M. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123, 507-519.

Resumo

A perda e fragmentação dos habitats naturais é uma das maiores ameaças à biodiversidade. Uma estratégia muito popular para reduzir os efeitos negativos da perda e fragmentação é a manutenção ou implantação de corredores de habitat ligando remanescentes. Entretanto, a avaliação da eficácia e custo benefício de corredores como estratégia de conservação é limitada pela escassez de dados empíricos, principalmente na região neotropical. Neste estudo avaliamos, a partir de uma abordagem empírica, a importância de corredores florestais como habitat e como promotores de movimento para aves florestais em paisagens fragmentadas na Mata Atlântica. Com um estudo observacional no nível da comunidade avaliamos o papel da largura e do tipo (ripário ou não-ripário) de corredor sobre a riqueza e composição de espécies florestais. Com um estudo observacional no nível do indivíduo avaliamos como a presença de corredores e o sexo dos indivíduos influíram nos movimentos de uma ave de sub-bosque endêmica da Mata Atlântica (*Pyriglena leucoptera*, Passeriformes, Thamnophilidae) por paisagens fragmentadas. Encontramos que a riqueza e composição de espécies de aves florestais foram fortemente relacionadas à largura (mas não ao tipo) de corredor. Corredores largos (> 100 m) foram capazes de abrigar diversas espécies de aves florestais, enquanto que corredores mais estreitos abrigaram um grupo restrito e não-aleatório de espécies comuns. Corredores estreitos teriam, então, pouca utilidade como habitat para aves florestais. Encontramos também que corredores facilitam os movimentos de *P. leucoptera* por paisagens fragmentadas e que áreas abertas os dificultam, especialmente para os indivíduos machos. Há evidências de que corredores poderiam aumentar a persistência da espécie em áreas fragmentadas. Os resultados destes estudos fornecem evidências de que corredores são elementos úteis para a manutenção da biodiversidade de aves florestais em paisagens fragmentadas.

Abstract

Habitat loss and fragmentation are major threats to biodiversity. Habitat corridors linking remnants are a popular strategy to reduce the negative effects of habitat loss and fragmentation. However, the evaluation of the effectiveness of corridors in conservation is limited by lack of empirical evidence, especially in the neotropics. In this thesis we empirically evaluated the importance of forest corridors as habitats and movement conduits for forest birds in fragmented Atlantic Forest landscapes. With an observational study at the community level we evaluated the effects of corridor width and type (riparian or non-riparian) on forest bird richness and composition. Under an experimental approach at the individual level we evaluated how the presence or absence of corridors and gender affected the movements of an understory bird endemic to the Atlantic Forest (*Pyriglena leucoptera*, Passeriformes, Thamnophilidae). We found that forest bird richness and composition were strongly affected by corridor width (but not by type). Wide corridors (> 100 m) were able to harbor many forest species, whereas narrower corridors harbored a non-random and restricted group of common species. Therefore narrow corridors would have a limited value as habitats for forest species. We also found that corridors increased *P. leucoptera* movements and that open areas decreased them, especially for male individuals. There is evidence that corridors could increase the persistence probability of *P. leucoptera* in fragmented landscapes. The results of both studies provide evidence that forest corridors are useful tools for maintaining forest bird diversity in Atlantic forest fragmented landscapes.