

Alexandre Camargo Martensen

Conservação de aves de sub-bosque em paisagens  
fragmentadas: Importância da cobertura e da  
configuração do hábitat

São Paulo

- 2008 -



---

Alexandre Camargo Martensen

Conservação de aves de sub-bosque em paisagens  
fragmentadas: Importância da cobertura e da  
configuração do hábitat

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

- 2008 -

## Ficha Catalográfica

---

Martensen, Alexandre Camargo  
Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do hábitat

Número de páginas 160

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

1. Fragmentação do hábitat 2. Conservação 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(a).

---

Prof(a). Dr(a).

---

Prof. Dr. Jean Paul W. Metzger  
Orientador(a)

## Dedicatória

---

A minha mãe,  
meu pai e  
meu irmão.

## Epígrafe

---

"Há homens que lutam um dia e são bons,  
Há outros que lutam um ano e são melhores,  
Há os que lutam muitos anos e são muito bons,  
Mas há os que lutam toda a vida e estes são imprescindíveis."

Bertold Brecht (1898-1956)

*Tradução livre*



## Agradecimentos

---

Deu muito trabalho fazer esse mestrado... e teve muita gente envolvida... muitas que sem elas, ele não teria sido terminado... ou pelo menos, não da forma que terminou, com seqüelas menores!!!! Infelizmente eu não vou conseguir lembrar de todas, mas sintam-se agradecidas!

A principal pessoa a que devo esta façanha, por ter acreditado em mim desde a iniciação científica é o meu orientador, Jean Paul Metzger. Estivemos juntos por bastante tempo, em diversos lugares, e sua paciência e suas competências profissionais, foram, sem dúvida nenhuma, muito úteis para a conclusão desse trabalho.

A minha família, pai, mãe, irmão, que são meu esteio e são fundamentais para eu estar onde eu estou. Eu os agradeço muito, por toda a paciência e amor! Aos avôs que já se foram, a avó que já se foi e a avó que está e estará por muito tempo conosco, eu também os agradeço, afinal vocês são a minha história, o meu passado, que vive dentro de mim...

Pra todo o pessoal de Ribeirão Grande e Caucaia do Alto... Eu vou esquecer de vários, mas em especial para quem além da amizade e o companheirismo ainda foi essencial pro trabalho... Emanuel (Muito Obrigado!!!), Hélio (Valeu!!!), Oswaldo, Seu Hamilton, Emerson (Valeu, foram vários momentos de perrengue!!!), Edson português (Valeu pelo jeep!), José Roberto Nali e a todo o pessoal da Sabesp (Que me tiraram de muitos atoleiros!) e a todos os proprietários que gentilmente possibilitaram que o nosso trabalho fosse realizado em suas propriedades. Pro Paulinho e pra todos os relacionados de uma maneira ou de outra, que apesar de terem atrapalhado mais que ajudado (embebedando a gente, num foi difícil!), foi sempre o ponto certo pra uma boa conversa. A todo o pessoal do "sertão", ao Monte Negro e Alceu... E um agradecimento especial pro Seu Toninho e a Dona Maria que além da amizade e da conversa boa, sempre nos esperaram com um café quentinho depois da chuva sempre fria!!!

Pro Maurício e todo o pessoal de Intervalos todos os doido que iam em casa ou que trocavam idéia com a gente na rua e fizeram os nossos diversos difíceis dias de campo, bem menos difíceis!

Pro pessoal que dividiu com a gente Ribeirão Grande como local de estudo e freqüentou a casinha... Katá, Toco, André, Dú, Noni...

A todo o pessoal do Lepac e agregados em especial Alê, Danilo, Tita, William, Lú, Lú E., Dani, Ana, Rafa, mas não só pros velhos, também um especial pro Miltinho, que além de emprestar conhecimento, foi companheiro e referência aqui e na Alemanha e essencial pro trabalho. Pro André, Sandra, Wellington, Leandro... enfim, pra toda a galera!



Pros alemães Birgit, Miriam, Thomaz e em especial pro Christopher e pro Henning que não nos deixaram sozinhos na Alemanha...

Aos que emprestaram conhecimento: Luis Fabio Silveira, Pedro Ferreira Develey, Jacqueline Goerck, André Eterovick, Sergio Tadeu, Renato Armelin, Paulo Inácio Prado, Miltinho Ribeiro, Erica Hasui, Renata Pardini, Pérsio de Souza Santos, Lama, Gabão, João Batista e muitos outros.

Os brothers que tão ou tavam sempre ai: Laura, Tininha, Tati Pavão, Dante, Zé Mario, Mau, Talitha, pro pessoal do CA, Vasco, TATI... Os especiais q vêm de tempos... Calote, Jú, Gustavinho, Paulinha, Charlie, Paulinho valeu meus amigos! A Clarice por muitas e muitas coisas...

Pros primos, pra todo o pessoal da balada, fundamental pra sobrevivência, Isabela, que dividi o “padinho” com todos os “bicho”...

Pra todo o pessoal que ajudou no campo, que foram tantos que seria impossível agradecer um a um... mas sintam-se todos agradecidos e parte do trabalho! Pro pessoal que foi essencial no campo... Rodinei Iarteli, Marcelo Arruda, Cristina Banks Leite e especialmente Rafael Guerra Pimentel.

A kika pelo apoio, paciência e carinho especialmente nesses últimos momentos.

E é claro a FAPESP e ao CNPq pelo apoio financeiro dado ao longo do projeto, sem o qual eu não poderia ter executado tal trabalho.

# Índice

<b>Capítulo I</b> .....	12
<b>Introdução Geral</b> .....	12
<i>Conservação da Biodiversidade</i> .....	13
<i>Panorama mundial</i> .....	13
<i>Panorama brasileiro</i> .....	14
<i>Panorama da Mata Atlântica</i> .....	16
<i>Ecologia de paisagens e conservação</i> .....	19
<i>Quantidade e organização do hábitat</i> .....	19
<i>Configuração dos remanescentes</i> .....	21
<b>Bibliografia</b> .....	23
<b>Capítulo II</b> .....	31
<b>Importância relativa do tamanho e da conectividade de fragmentos florestais nas comunidades de aves da Mata Atlântica: Implicações para conservação</b> .....	31
<b>Resumo</b> .....	32
<b>Abstract</b> .....	34
<b>1. Introdução</b> .....	36
<b>2. Métodos</b> .....	39
Área de estudo .....	39
Locais de estudo .....	40
Amostragem de aves .....	40
Variáveis independentes: Área e Conectividade .....	41
Quantificação da estrutura da vegetação .....	42
Variáveis dependentes .....	43
Análise de dados .....	44
<b>3. Resultados</b> .....	45
Estrutura da comunidade .....	45
Modelos para as comunidades .....	46
Modelos para grupos de sensibilidade .....	49
Grupos baseados na dieta e uso de habitat .....	52
<b>4. Discussão</b> .....	56
Importância relativa da conectividade e da Área dos fragmentos .....	56
Implicações para a conservação .....	59
<b>5. Referências</b> .....	61
<b>Anexo I</b> .....	71
<b>Capítulo III</b> .....	73
<b>Influência da quantidade de habitat, do tamanho e da conectividade de fragmentos florestais na comunidade de aves da Mata Atlântica</b> .....	73
<b>Resumo</b> .....	74
<b>Abstract</b> .....	76
<b>1. Introdução</b> .....	78
<b>2. Métodos</b> .....	81

<i>Área de estudo</i> .....	81
<i>Locais de amostragem</i> .....	82
<i>Amostragem de aves</i> .....	83
<i>Métricas de paisagem</i> .....	84
<i>Variáveis dependentes</i> .....	85
<i>Análise de dados</i> .....	86
<b>3. Resultados</b> .....	88
<i>Comparações entre paisagens</i> .....	88
<i>Riqueza das comunidades</i> .....	89
<i>Abundância das comunidades</i> .....	92
<i>Análises por espécies</i> .....	93
<b>4. Discussão</b> .....	95
<i>Efeito da quantidade de habitat e configuração</i> .....	95
<i>Implicações para conservação</i> .....	100
<b>5. Bibliografia</b> .....	102
<b>Conclusão Geral</b> .....	111
<i>Aspectos relacionados à perda e a configuração do habitat</i> .....	112
<i>Perspectivas para a conservação no Estado de São Paulo</i> .....	112
<i>O uso da modelagem para o manejo de paisagens fragmentadas</i> .....	117
<b>Bibliografia</b> .....	120
<b>ANEXO – Artigo referente ao Capítulo I</b> .....	123
<b>Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation</b> .....	123

---

# **Capítulo I**

## **Introdução Geral**

## *Conservação da Biodiversidade*

### *Panorama mundial*

Co-habitamos o planeta com aproximadamente 1,5 milhão de espécies já descritas pela ciência e mais outras tantas a serem descobertas (May, 1992; Primack, 1993). As diversas estimativas do número total de espécies do planeta variam entre 2 e 150 milhões (Primack, 1993), mostrando uma grande incerteza nas predições, oriundas de métodos e dados diferenciados, além é claro, da pequena proporção de espécies já conhecida. De qualquer maneira é consenso que hoje haja pelo menos alguns milhões de espécies no planeta (Ricklefs, 1993), o que ressalta a ampla falta de conhecimento desta vasta biodiversidade.

Este número de espécies depende das taxas de especiação, *i.e.* formação de novas espécies, e das de extinções, sendo que numa escala espacial reduzida, as de colonização também assumem papel importante (Hanski, 1999). As taxas de extinção não são constantes, apresentando picos (Raup & Sepkoski, 1984), muitas vezes relacionados com grandes erupções vulcânicas, choques com asteróides, entre outros.

Diversos especialistas sugerem que uma nova onda de extinções está em curso, de magnitude semelhante as do Permiano e Cretáceo, desta vez com origem antrópica (Smith *et al.*, 1993; Vitousek, 1997; Chapin III *et al.*, 2000; Sala *et al.*, 2000; Novacek & Cleland, 2001; Pimm *et al.*, 2006). Apesar de cercadas de grande incerteza, as estimativas apontam que aproximadamente 1000 espécies de plantas e animais foram extintas desde 1600, sendo a sua maioria nos últimos 150 anos (Smith *et al.*, 1993). Contudo, alguns autores indicam que este número pode ser bem maior, especialmente devido às extinções anteriores a 1800

não relatadas, às extinções ainda não constatadas e de espécies não descritas (Pimm *et al.*, 2006).

As ações humanas impactam a biodiversidade de diferentes formas, especialmente através da caça (Roberts *et al.*, 2001), que causou à extinção de diversas espécies de grandes mamíferos nas Américas e Austrália (Miller *et al.* 1999), da poluição dos ambientes naturais (Ricciardi *et al.* 1998), introdução de espécies exóticas (Ricciardi *et al.* 1998) e recentemente, as rápidas mudanças climáticas também vêm, segundo alguns cientistas, ameaçando a biodiversidade (Pounds *et al.*, 1999; Thomas *et al.* 2004). Contudo, a principal ameaça à biodiversidade atualmente é a destruição e a fragmentação do hábitat (Wilcox & Murphy, 1985), especialmente das florestas tropicais.

A biologia da conservação se desenvolveu em resposta a tais ameaças, com o objetivo final de integrar diversas ciências, buscando soluções para os problemas que ameaçam a conservação das espécies, da variabilidade genética, ecossistêmica e de processos ecológicos (Soulé, 1985).

#### *Panorama brasileiro*

O padrão de distribuição das espécies no globo não é homogêneo, apresentando um claro gradiente latitudinal, sendo as regiões tropicais as mais ricas (Willig *et al.*, 2003; Willig & Bloch, 2006). As florestas tropicais, em especial, são as regiões terrestres mais diversas e ecologicamente complexas (Lewin, 1986), ocupando menos de 10% da superfície terrestre, contudo sustentando aproximadamente metade das formas de vida presentes nestes ambientes (Whitmore, 1997).

Estima-se que no Brasil haja algo por volta de 200.000 espécies descritas pela ciência e aproximadamente 1,8 milhões no total, o que corresponderia a aproximadamente 10% das espécies do planeta (Lewinsohn & Prado, 2005). A larga diferença entre as estimativas do número de espécies descritas e o total estimado ressalta o pouco conhecimento que temos sobre a nossa diversidade biológica (Lewinsohn & Prado, 2002). Ademais, o número de endemismos é especialmente alto, como por exemplo, para aves (Sick, 1997). Esta imensa riqueza de espécies e elevado grau de endemismo faz com que o Brasil figure na lista dos países mais importantes para a conservação das espécies num âmbito global (Myers *et al.*, 2000; Lovejoy, 2005; Mittermeier *et al.*, 2005).

Apesar disso, nossas florestas continuam sendo largamente derrubadas, fragmentadas e caçadas de uma forma sem precedentes, e hoje já é consenso que a maior parte das florestas tropicais do mundo irá desaparecer nas próximas décadas (Laurance & Bierregaard, 1997). Na década de 1980, por exemplo, uma média de 200.000 km<sup>2</sup>/ano de florestas tropicais foi destruída, o que corresponde a aproximadamente 1,2% de toda a floresta existente entre os trópicos do mundo (Whitmore, 1997). Deste total, aproximadamente metade aconteceu na América (Whitmore, 1997), especialmente nas bordas da floresta Amazônica brasileira, (Fearnside, 2005; INPE, 2005), onde o avanço do agronegócio vem ocorrendo mais drasticamente e a conversão de florestas em pastagens e campos agrícolas é mais avançada (Fearnside, 2005; Obs. Pess.). Ademais, Myers e col. (2000) apontam a Mata Atlântica e o Cerrado como dois dos mais importantes “hot spots” do planeta, *i.e.* região altamente ameaçada, com um grande número de espécies e elevado grau de endemismo.

Neste contexto, os efeitos conjuntos da perda e da fragmentação do hábitat na biodiversidade vêm sendo considerados há pelo menos duas décadas como a principal ameaça à conservação desta (Wilcox & Murphy, 1985), especialmente no caso brasileiro (Tabarelli & Gascon, 2005).

### *Panorama da Mata Atlântica*

A Mata Atlântica figura entre as áreas com maior número de espécies do planeta e, além disso, apresenta um elevado número de endemismos (Myers et. al., 2000), o que confere extrema relevância a sua preservação. Ademais, novas espécies mesmo de grupos bem estudados, como as aves, são descritas constantemente (Marini & Garcia, 2005), inclusive próximo de grandes centros urbanos (como, por exemplo, a nova espécie de *Stymphalornis*), o que sugere um número ainda maior de espécies ainda não conhecidas. Apesar disso, as áreas de Mata Atlântica continuam sendo convertidas em áreas agrícolas, ou em qualquer outro tipo de ocupação humana, o que já reduziu para menos de 8% os mais de 1.300.000 km<sup>2</sup> originais (MMA 2000; Myers *et al.*, 2000). Somente entre os anos de 1995 e 2000, impressionantemente 2,5% do remanescente de Mata Atlântica desapareceu (SOS Mata Atlântica & INPE, 2002). Mais de 100 milhões de pessoas vivem hoje em áreas que anteriormente eram cobertas por extensas florestas (SOS Mata Atlântica & INPE, 2002), incluindo aí, algumas das maiores cidades do mundo, como São Paulo e Rio de Janeiro.

Desta maneira, não é de se admirar que a maioria das espécies que figuram na lista oficial de espécies ameaçadas de extinção do IBAMA é deste bioma, um total de mais de 530 espécies (Tabarelli *et al.*, 2005). Com relação às aves, aproximadamente 100 espécies



que figuram na lista das espécies globalmente ameaçadas (Bencke *et al.*, 2006) são de estados deste bioma, e um grande número de espécies de outros grupos taxonômicos também segue esta tendência.

Dentre as regiões que foram consideradas particularmente importantes para a preservação de espécies na Mata Atlântica, duas destas encontram-se no sul/sudeste brasileiro: as serras litorâneas; e a região de Foz do Iguaçu, cujas florestas se estendem para os países vizinhos (MMA, 2000). Ambas as regiões possuem papel fundamental na conservação da Mata Atlântica como um todo, uma vez que além de apresentarem extensões amplas, o que possibilita a conservação de um grande número de espécies, podem ser áreas geradoras de propágulos e indivíduos para as regiões fragmentadas adjacentes.

Além de ser uma das poucas regiões com grandes extensões de florestais preservadas, o maciço florestal das serras litorâneas é uma das áreas de maior endemismo de fauna, especialmente de aves de toda a Mata Atlântica, além de abrigar espécies de distribuição bastante restritas (Silva *et al.*, 2004; Bencke *et al.*, 2006). Dentre as serras litorâneas, a região de Paranapiacaba – Alto Paranapanema – Vale do Ribeira apresenta um dos principais maciços florestais, com diversas unidades de conservação de diferentes categorias, incluindo, também, grandes áreas de florestas em propriedades particulares. Contudo, estas matas remanescentes continuam sendo simplificadas e degradadas pela extração de madeira, caça e retirada de espécies vegetais, como em geral ocorre na maioria dos remanescentes de Mata Atlântica (Tabarelli *et al.*, 2004; Bencke *et al.*, 2006). A região sofre com a caça ilegal, incluindo espécies de grande porte e ameaçadas de extinção, como

a anta (*Tapirus terrestris*), o mono carvoeiro (*Brachyteles arachnoides*), a jacutinga (*Pipile jacutinga*) e a onça-pintada (*Panthera onca*), e com a enorme extração de palmito (*Euterpe edulis*), chegando a diversos milhares de unidades por semana (Bencke *et al.*, 2006; Obs. pess.). Ademais, devido a presença de grandes lâminas de calcário está seriamente ameaçada por projetos mineradores ligados a indústria da cal e cimento (Bencke *et al.* 2006; Obs. pess.).

Neste contexto, as áreas fragmentadas do Planalto Atlântico no entorno destes grandes maciços florestais são de profunda importância, pois podem servir como facilitadores do fluxo de propágulos oriundos das matas contínuas, além de poderem atuar na proteção dos maciços florestais, minimizando os impactos provenientes do entorno. Ademais, estas áreas devem receber atenção uma vez que são o primeiro passo para o estabelecimento de paisagens sustentáveis em direção às poucas áreas de mata do interior do estado, estratégia apontada como essencial para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica (Tabarelli *et al.*, 2005). Além de paisagens mais permeáveis, que possibilitariam o fluxo de indivíduos, estas também poderiam ser consideradas prolongações das áreas contínuas para muitas espécies florestais que conseguem se manter em paisagens fragmentadas bem conectadas.

Como um todo, a região do Planalto Atlântico Paulista apresenta uma grande variação de quantidade de hábitat (10 a 100%), o que confere uma particular complexidade a sua conservação. Por outro lado, nos permite estudar uma grande parte deste gradiente, inclusive de regiões relativamente bem preservadas, o que pode fornecer diversos subsídios

para o manejo de paisagens mais ou menos antropizadas. É neste contexto que se situa este trabalho.

### *Ecologia de paisagens e conservação*

#### *Quantidade e organização do hábitat*

A compreensão dos efeitos da perda e fragmentação do hábitat sobre as comunidades bióticas é essencial para a biologia da conservação, e vêm sendo uma das principais contribuições da ecologia de paisagens. Ambos os processos são apontados como fundamentais na atual crise de biodiversidade (Wilcox & Murphy, 1985), ocorrendo simultaneamente e em escalas amplas. Em paisagens reais, os efeitos da perda de hábitat influenciam diretamente o padrão dos remanescentes, e desta maneira os dois processos tendem a covariar (Gustafson & Parker, 1992). Contudo, o atual debate sobre os efeitos relativos da perda de hábitat, medida normalmente pela quantidade deste que ainda resta, e da fragmentação ou configuração, *i.e.* do arranjo espacial dos remanescentes, nos padrões e processos ecológicos aponta que seus efeitos podem ser distintos, desta maneira sendo de vital importância a separação de suas influências (Fahrig, 1997; 2002; 2003).

Estudos teóricos sugerem que as relações entre a perda de hábitat e as extinções locais de espécies não é linear, e podem apresentar um limiar onde estas seriam perdidas de maneira brusca (With & King, 1999; Fahrig, 2001). Tais previsões ainda não foram empiricamente testadas e podem ter um grande impacto nas políticas de manejo (Fahrig, 2003). Ademais, a importância da fragmentação pode apresentar uma maior influência após uma determinada zona do gradiente de perda de habitat, onde a organização dos

remanescentes seria ainda mais importante (Flather & Bevers, 2002; Fahrig, 2003). Alguns estudos são relativamente congruentes em apontar este limiar como sendo entre 20 e 30% de habitat remanescente (Andrén, 1994; Fahrig, 2003), contudo sugerem que em regiões tropicais esse valor pode ser mais alto (Fahrig, 2003; Develey & Metzger, 2006).

Mesmo que a importância das variáveis de configuração sejam apenas relevantes abaixo deste limiar, é de se notar que todos os “hot spots” mundiais proposto por Myers e col. (2000) apresentam porcentagens de habitat inferiores a 30%, *i.e.* as questões de configuração seriam de vital importância nessas regiões extremamente ameaçadas e de rica biodiversidade, como a Mata Atlântica e o Cerrado.

Diversos estudos teóricos discutem as relações entre as porcentagens de habitat e as possíveis configurações deste (revisão em Fahrig, 2003), contudo, uma investigação detalhada ainda não foi conduzida em paisagens reais, que apresentam padrões de desmatamento particulares e dependentes de relevo, tipo de solo, ocupação humana e outra série de fatores, muitas vezes correlacionados. De maneira geral, o observado em paisagens reais sugere uma certa similaridade ao obtido em paisagens simuladas, *i.e.* a diminuição da quantidade do habitat acarreta também uma diminuição da conectividade entre remanescentes, assim como uma diminuição do tamanho médio das manchas (Oliveira Filho & Metzger, 2006). Contudo, em condições de habitat intermediárias, uma grande variação de configuração de remanescentes pode ocorrer. É exatamente nestas proporções de habitat que o foco dos estudos de fragmentação estão voltados, uma vez que em estágios extremos do gradiente de conversão de habitat a fragmentação é pequena, quando existente.

### *Configuração dos remanescentes*

A persistência de indivíduos em paisagens fragmentadas está intimamente relacionada com a quantidade de hábitat disponível para completar seu ciclo de vida, assumindo qualidade de hábitat homogênea e desconsiderando particularidades, como sítios de reprodução. Desta maneira, fragmentos de tamanho grande poderiam ser capazes de sustentar estes indivíduos e/ou populações por um longo período de tempo, enquanto os de tamanho reduzidos dependeriam de altos valores de conectividade para a manutenção dessas espécies (Fahrig & Merriam, 1985; Taylor *et al.*, 1993; Metzger & Décamps, 1997; Beier & Noss, 1998), e/ou até para a sobrevivência de indivíduos, nos casos de fluxos mais freqüentes entre manchas (Martensen *et al.*, submetido). Estes efeitos foram razoavelmente explorados nas regiões temperadas, contudo ainda são pouco conhecidos nas regiões tropicais (e.g. Newmark, 1991; Stouffer & Bierregaard Jr., 1995; Stratford & Stouffer, 1999; Marini, 2000), sendo este em particular o caso da Mata Atlântica.

Em paisagens com baixas proporções de hábitat, muitas vezes a amplitude de variação do tamanho dos fragmentos é similar à encontrada em paisagens com maiores proporções. Contudo, a freqüência de fragmentos de tamanho grande e médio é reduzida, além é claro de uma menor conectividade entre estes, seja pelo aumento da distância, seja pela inexistência de pequenas manchas que podem auxiliar na conectividade entre manchas maiores, podendo funcionar como corredores ou outras estruturas de conectividade. Desta maneira, paisagens com menores proporções de hábitat (~ 15%) sofreriam uma particular redução na conectividade entre os fragmentos, o que pode aumentar a influência da área dos fragmentos sobre processos biológicos ou sobre a estrutura de comunidades, incluindo

parâmetros de riqueza, abundância e composição de espécies. Por outro lado, em paisagens com maiores proporções (~ 30%) de hábitat, a conseqüente restauração da conectividade poderia aumentar o fluxo de indivíduos entre fragmentos, mascarando o efeito da área do remanescente, pois possibilita ao “organismo” (indivíduo ou população) utilizar uma área maior, o que poderia ser chamado de área funcionalmente conectada, similar ao proposto por Dunning e col. (1992).

Ademais, é importante ressaltar que ambas as variáveis, quantidade de hábitat e configuração são dependentes da escala de análise, sendo correlacionadas em muitas delas, o que pode gerar resultados antagônicos de acordo com a escala analisada. Apesar disso, a perda e a fragmentação do hábitat estão atualmente causando sérias ameaças a conservação da biodiversidade, e necessitam de soluções e/ou alternativas de manejo que possam ser facilmente implantadas e numa escala condizente com as possibilidades de manejo atuais. Além disso, é importante que este conjunto de opções seja de fácil entendimento para o público leigo, permitindo o entendimento e uso deste conhecimento por parte deste público, que desta maneira pode compreender e fazer uso nas tomadas de decisão, fiscalizando e executando as atividades. Sendo assim, uma análise baseada no fragmento num contexto de paisagem possibilita a fácil associação das informações espacialmente explícitas, presentes nos mapas e demais ferramentas de comunicação, com a realidade local, e a conseqüente identificação dos locais prioritários para manejo, conservação, restauração ou mesmo mudança de forma de ocupação do solo.

Neste contexto, este mestrado procura contribuir na busca de conhecimento nesta linha de pesquisa e atuação, focada no manejo voltado à conservação biológica em escalas

espaciais de paisagens. Retrata também uma evolução do conhecimento e da capacitação, tanto das questões biológicas diretamente envolvidas, quanto das ferramentas analíticas necessárias para um amplo entendimento e simulação de cenários.

## **Bibliografia**

- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A Review. *Oikos* 71: 355-366.
- Beier, P., Noss, R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.
- Bencke, A., Mauricio, N.G, Develey, P.F. & Goerck, J.M. (Orgs.) 2006. Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil – Parte I – Estados do Domínio da Mata Atlântica. São Paulo: SAVE Brasil.
- Chapin III, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T. Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C. & Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Develey, P.F. & Metzger, J.P. 2006. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic forests: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem. In: Laurance, W.F. & Peres, C.A. (Eds.). *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, Pp. 269-290.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169-175.

- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100: 65-74.
- Fahrig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis, *Ecological Applications* 12: 346–353.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology* 19: 680-688.
- Flather, C.H. & Bevers, M. 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance: The relative importance of habitat amount and arrangement. *The American Naturalist* 159: 40-56.
- Gustafson, E.J. & Parker, G.R., 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101-110.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford
- INPE 2005. Projeto PRODES. <http://www.obt.inpe.br/prodes/> último acesso 1/out/2007.
- Laurance, W.F. & Bierregaard, Jr., R. 1997. Preface: A Crisis in the Making. In: (eds: Laurance, W.F. & Bierregaard, Jr., R. 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, Pp. xi-xv.



- Lewin, R. 1986. A mass extinction without asteroids. *Science* 234: 14-15
- Lewinshohn, T.M. & Prado, P.I. 2002. Biodiversidade Brasileira: Síntese do estado atual do conhecimento. Ministério do Meio Ambiente- Conservation International do Brasil. Ed. Contexto. São Paulo. 176p.
- Lewinsohn, T.M. & Prado, P.I. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation Biology* 19: 619-624.
- Lovejoy, T.E. 2005. Spotlight on Brazil. *Conservation Biology* 19: 587-588.
- Marini, M.A. 2000. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais. In: Alves, M.A.S., Silva, J.M.C., Sluys, M.S., Bergallo, H.G. & Rocha, C.F.D. (Orgs.) *A Ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Rio de Janeiro: Ed. Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Pp 41-51.
- Marini, M.A. & Garcia, F.I. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G. & Metzger, J.P. Submetido. Relative effects of fragment size and connectivity on bird communities in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation.
- May, R.M. 1992. How many species inhabit the earth? *Scientific American* 267: 42-48.
- Metzger, J.P., & Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18: 1-12.
- Miller, G.H., Magee, J.W., Johnson, B.J., Fogel, M.L., Spooner, N.A., McCulloch, M.T., & Ayliffe, L.K. 1999. Pleistocene extinction of *Genyornis newtoni*: human impact on Australian megafauna. *Science* 283: 205-208.

- Mittermeier, R.A., Fonseca, G.A.B. da, Rylands, A.B. & Brandon, K. 2005. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 601-607.
- MMA. 2000. Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos/por: Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SEMAD/Instituto Estadual de Florestas-MG. Brasília: MMA/SBF, 2000. 40 p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Newmark, W.D. 1991. Tropical forest fragmentation and the local extinction of understory birds in the eastern Usambara Mountains, Tanzania. *Conservation Biology* 5: 567-78.
- Novacek, M.J. & Cleland, E.E. 2001. The current biodiversity extinction event: Scenarios for mitigation and recovery. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98: 5466-5470.
- Oliveira Filho, F.J.B. & Metzger, J.P. 2006. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology*, 21: 1061-1073
- Pimm, S., Raven, P., Peterson, A., Sekercioglu, C.H. & Ehrlich, P.R. 2006. Human impacts on the rates of recent, present, and future bird extinctions *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 10941-10946.

- Pounds, J. A., Fogden, M. L. P. & Campbell, J. H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398: 611–615.
- Primack, R.B. 1993. *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, INC. Sunderland, Massachusetts.
- Raup, D.M. & Sepkoski, J.J. 1984. Periodicity of Extinctions in the Geologic Past. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 81: 801-805.
- Ricciardi, A.; Neves, R. J., & Rasmussen, J. B. 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology* 67: 613-619.
- Ricklefs, R.E. 1993. *A economia da natureza: um livro texto de ecologia básica*. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 470 p.
- Roberts, R.G., Flannery, T.F., Ayliffe, L.A., Yoshida, H., Olley, J.M., Prideaux, G.J., Laslett, G.M., Baynes, A., Smith, M.A., Jones, R. & Smith, B.L. 2001. New ages for the last Australian megafauna: continent-wide extinction about 46,000 years ago. *Science* 292: 1888-1892.
- Sala, O.E., Chapin, F.S. III, Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 862 p.

- Silva, J.M.C. da; Souza, M.C. de & Castelletti, C.H.M. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography* 13: 85-92.
- Smith, F.D.M., May, R.M., Pellew, R., Johnson, T.H. & Walter, K.R. 2003. How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology and Evolution* 8: 375-378.
- SOS Mata Atlântica & INPE. 2002. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo.
- Soulé, M. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 35: 727-734.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard Jr., R.O.. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. *Ecology* 76: 2429-2445.
- Stratford, J.A. & Stouffer, P.C., 1999. Local extinction of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. *Conservation Biology* 13: 1416-1423.
- Tabarelli, M. & Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19: 734-739.
- Tabarelli, M., Silva, J.M. & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13: 1419 - 1425.
- Tabarelli, M.; Pinto, L.P., Bedê, L., Hirota, M. & Silva, J.M.C. 2005. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology* 19: 695-700.

- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Siqueira, M.F. de, Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Jaarsveld, A.S. van, Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. & Williams, S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *427*: 145-148.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. & Melillo, J.M. 1997: Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494–499.
- Whitmore, T.C. 1997. Tropical Forest Disturbance, Disappearance and Species Loss. In: Eds: Laurance, W.F. & Bierregaard, Jr., R. 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. The University of Chicago Press, Chicago, Pp 3-12.
- Wilcox, B.A., & Murphy, D.D. 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- Willig, M.R. & Bloch, C.P. 2006. Latitudinal gradients of species richness: a test of the geographic area hypothesis at two ecological scales. *Oikos* 112: 163-173.
- Willig, M.R., Kaufman, D.M. & Stevens, R.D. 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale, and synthesis. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 34: 273-309.
- With, K. A., & King, A.W. 1999. Dispersal success in fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology* 14: 73-82.



## **Capítulo II**

### **Importância relativa do tamanho e da conectividade de fragmentos florestais nas comunidades de aves da Mata Atlântica: Implicações para conservação**

## **Resumo**

Fragmentos grandes e bem conectados são capazes de sustentar diversas espécies, contudo, ainda é pouco conhecida a importância relativa de tais variáveis, especialmente nas regiões tropicais. Com o objetivo de testar estes efeitos, nos construímos modelos para explicar a ocorrência de espécies de aves de sub-bosque numa paisagem fragmentada de Mata Atlântica com 31% de florestas. Os dados de aves são provenientes de mais de 9000 horas-rede distribuídas em 17 fragmentos diferindo em tamanho (2 a 175 ha) e graus de conectividade (considerando conexões por corredor e distância para os fragmentos próximos) e serviram para hierarquizar os modelos através do critério de informação de Akaike (AIC). Um total de 62 espécies foram capturadas, sendo que as riquezas e abundâncias foram predominantemente afetadas pela conectividade dos fragmentos, especialmente por corredores, mas também a por curtas distâncias pela matriz (até 30 m). Os grupos funcionais de aves foram afetados diferentemente pela área e pela conectividade, sendo que os insetívoros terrestres, onívoros e frugívoros foram afetados por ambas variáveis (área e conectividade), enquanto os demais grupos (insetívoros de sub-bosque, nectarívoros, entre outros) foram afetados somente pela conectividade. Na paisagem de estudo, fragmentos bem conectados podem sustentar um elevado número de espécies e indivíduos. A conectividade da oportunidade dos indivíduos usarem diversos fragmentos, reduzindo a influência da área do fragmento. A conservação de fragmentos de tamanho grande é apresentada como uma prioridade na conservação de espécies no mundo todo e deve continuar sendo, contudo, nossos resultados apontam que a conectividade entre



fragmentos pode aumentar a área funcionalmente conectada e é benéfica para todos os grupos funcionais, e desta maneira deve ser uma prioridade para a conservação de espécies.

*Palavras-chave:* fragmentação, corredores, conectividade funcional, área funcional, Mata Atlântica.

## **Abstract**

### **Relative effects of fragment size and connectivity on bird communities in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation**

It is known that large fragment sizes and high connectivity levels are key components for maintaining species in fragments, however, their relative effects are poorly understood, especially in tropical areas. In order to test these effects, we built models for explaining understory birds occurrence in a fragmented Atlantic Rain Forest landscape with intermediate habitat cover (31%). Data from over 9 000 mist-net hours from 17 fragments differing in size (2 to 175 ha) and connectivity (considering corridor linkages and distance to nearby fragments) were ranked under a model selection approach. A total of 62 species were recorded. Species richness and abundance were mainly affected by connectivity indices that consider the capacity of species to use corridors and/or to cross short distances up to 30 m through the matrix. Bird functional groups were differently affected by area and connectivity: while terrestrial insectivores, omnivores and frugivores were affected by both area and connectivity, the other groups (understory insectivores, nectarivores, and others) were affected only by connectivity. In the studied landscape, well connected fragments can sustain an elevated number of species and individuals. Connectivity gives the opportunity for individuals to use multiple fragments, reducing the influence of fragment size. While preserving large fragments is a conservation target worldwide and should continue to be, our results indicated that connectivity between fragments can enhance the area functionally connected and is beneficial to all functional groups and therefore should receive higher conservation priority.

*Key-words:* fragmentation, corridors, functional connectivity, functional area, Atlantic forest.

## 1. Introdução

A perda e a fragmentação do hábitat são apontadas como as principais ameaças à conservação da biodiversidade (Wilcox & Murphy, 1985; Fahrig 2003). Estes dois processos transformam paisagens, resultando em situações onde os fragmentos são pequenos e bastante isolados (With, 1997; Fahrig, 2003). Nestes casos, o tamanho e a conectividade dos fragmentos, influenciariam diretamente a presença das espécies (Fahrig & Merriam, 1985; Taylor *et al.*, 1993; Fahrig & Merriam, 1994; Hanski & Simberloff, 1997; Metzger & Décamps, 1997; Beier & Noss, 1998; Metzger, 2000; Antongiovanni & Metzger, 2005).

O tamanho do fragmento é considerado relacionado aos tamanhos populacionais, e desta maneira associado as probabilidades de extinção destas espécies no fragmento focal (Temple & Cary, 1988; Roth & Johnson, 1993; Jules, 1998; mas veja Debinski & Holt, 2000 e Bowman *et al.*, 2002). Por um outro lado, a conectividade, que é uma medida de fluxo de indivíduos ou genes pelas unidades da paisagem (para uma completa discussão ver Debinski & Holt, 2000; Bowman *et al.*, 2002), é relacionada com as probabilidades de (re)colonização (Fahrig & Merriam, 1985, Hanski & Simberloff, 1997; Franken & Hik, 2004) e efeito de resgate (Brown & Kodrick-Brown, 1977), processos chave para a manutenção de populações em ambientes fragmentados (Levins, 1969; Fahrig & Merriam, 1985, Hanski & Simberloff, 1997).

Pouco foram os estudos que analisaram a importância relativa da conectividade e do tamanho do fragmento para a manutenção de espécies em paisagens fragmentadas (Turner, 1996; Ewers & Didham, 2006). Geralmente o tamanho do fragmento é apontado como a

principal característica para predizer a riqueza de espécies para praticamente todos os grupos taxonômicos, e a conectividade é apenas apresentada como de segunda importância (Drinnan, 2005). Contudo, existem situações onde a conectividade pode ser até mais importante que o tamanho dos fragmentos, especialmente nos casos onde pequenos fragmentos localizam-se próximos de grandes (Metzger, 2000) ou nos casos onde a matriz inter-habitat é altamente permeável (Pardini, 2004; Faria *et al.*, 2006). Alguns autores têm sugerido um limiar de 30% de habitat, abaixo do qual as características de configuração, *i.e.* a distribuição espacial do habitat na paisagem, incluindo sua conectividade estrutural, teriam particular relevância para a persistência de espécies (Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Radford *et al.*, 2005). Também vêm sendo proposto que a conectividade dos remanescentes pode modular a relação espécie-área (Bender & Fahrig, 2005; Ewers & Didham, 2006; Metzger, 2006). Aparentemente, em paisagens menos conectadas, a perda de espécies pela redução de habitat é intensificada, quando comparada com paisagens bem conectadas (Metzger, 2006).

A conectividade vem sendo medida de diferentes formas o que causa certa confusão e diferentes interpretações, especialmente no que diz respeito à escala espacial (fragmento *vs.* paisagem) e na integração de atributos biológicos (estrutural *vs.* funcional) (Tischendorf & Fahrig, 2000). Optou-se por utilizar uma métrica multi-escalar que explora a quantidade de habitat acessível para uma dada espécie ou grupo de espécies com uma determinada capacidade de dispersão, desta maneira incorporando atributos biológicos. Além disso, é uma métrica extremamente simples de se quantificar e é centrada numa perspectiva de

mancha, porém medida em diferentes escalas de paisagem, o que facilita a relação com trabalhos de campo e a utilização dessas métricas para manejo.

Generalizações sobre os efeitos do tamanho do fragmento e da conectividade sobre as aves da Mata Atlântica, um dos grupos de vertebrados mais ameaçados do planeta (Brooks & Balmford, 1996; Goerck, 1997; Marini & Garcia, 2005), ainda permanecem longe de serem obtidas. Para responder tal questão, e desta maneira fornecer informações concretas para o manejo e ações de conservação, neste capítulo é abordado o efeito do tamanho e da conectividade de fragmentos florestais na riqueza e abundância da avifauna de sub-bosque da Mata Atlântica em uma paisagem com 31% de hábitat. Foram investigadas em particular as influências desses efeitos na riqueza e abundância da comunidade como um todo e também de grupos funcionais, discutindo algumas implicações para conservação de espécies de Mata Atlântica e também espécies de outros biomas florestais. Foram consideradas em particular 3 conjuntos de hipóteses:

- i.** Maior importância da área do fragmento;
- ii.** Maior importância da conectividade;
- iii.** Similar importância de ambos os aspectos.

Optou-se por utilizar a seleção de modelos, pois este procedimento é mais apropriado para complexos estudos observacionais comparativamente aos tradicionais testes de hipóteses nulas (Burnham & Anderson, 1998). Este procedimento gera uma hierarquização de modelos pré-existentes através da verossimilhança, e pode ser entendido como uma aproximação da informação presente nos dados, podendo ser diretamente utilizada no manejo ambiental (Burnham & Anderson, 1998).

## 2. Métodos

### Área de estudo

A paisagem estudada está situada no bioma Mata Atlântica, um caso extremo de perda e fragmentação do hábitat (SOS Mata Atlântica & INPE, 2002). Ela tem 10.063 ha (SO 47° 07'27'' 23° 47'12'' e NE 47° 02'10'' 23° 40'47'') e é localizada na região do Planalto Cristalino de Ibiúna (Ponçano *et al.* 1981), Estado de São Paulo, Sudeste brasileiro. A altitude na região varia entre 850 e 1.100 m acima do nível do mar e o clima é classificado por Köppen (1948) como cfa, *i.e.* temperado quente e chuvoso. A média das temperaturas mensais varia entre 17 e 22 °C. A pluviosidade média anual é de aproximadamente 1.340 mm, com médias mensais entre 60 e 200 mm (Metzger *et al.* 2006).

As coberturas vegetais originais da região podem ser classificadas como de transição entre as florestas úmidas da encosta e as mais secas do interior do estado (Struffaldi-De-Vuono, 1985; Gomes, 1992). Foi classificada por Veloso *et al.* (1991) como ombrófila densa montana, onde as principais famílias são Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae “*sensu lato*” e Rubiaceae (Metzger *et al.*, 2006, Durigan *et al. no prelo*).

A classificação da cobertura do solo foi feita com base numa interpretação visual de fotografias aéreas (pares estereoscópicos) de abril de 2000 na escala 1:10.000, com extensa checagem e correções de campo. Florestas num intermediário estágio sucessional de regeneração, *i.e.* cobertura arbórea densa, dossel com altura superior a 15 m e emergentes > 25 m de ocasionais à frequentes, correspondem a 31% da cobertura do solo, distribuídas em 358 fragmentos. Vegetação natural em estágio inicial de sucessão (vegetação arbórea baixa < 8 m e/ou vegetação arbórea/arbustiva) cobre outros 17% da paisagem. Do

restante, 35% são horticulturas, pastagens e campos em pousio e 16% são aglomerações humanas mais intensas ou instalações rurais.

#### *Locais de estudo*

Um total de 17 fragmentos variando entre 1,95 a 175,09 ha foram amostrados (Fig. 1.1). A seleção foi feita randomicamente em determinadas classes de tamanho (< 5 ha; 10-40 ha; > 50 ha) de forma a cobrir uma grande variação de tamanho de fragmentos. Apenas fragmentos de mesma estrutura florestal (intermediário para avançado estágio sucessional) e de matriz no entorno similar foram considerados.

#### *Amostragem de aves*

As aves de sub-bosque foram amostradas com o uso de redes de neblina (“mist-nets”). Redes de neblina são particularmente eficientes para estudos que visem comparar dados, uma vez que são menos influenciadas por diferenças no observador, minimizam erros na identificação e possibilitam marcar indivíduos, desta maneira possibilitando identificar recapturas e detectar movimentações (Karr, 1981; Pearman, 2002).

Em cada fragmento foi aberta uma trilha de 130 m localizada à pelo menos 50 m das bordas do fragmento (exceto nos pequenos onde não era possível) e num padrão de relevo, luminosidade e vegetação similares. Foram utilizadas 10 redes de neblina abertas do chão até 2,5 m de altura (12 X 2,5 m, 36 mm), num esforço total por fragmento de aproximadamente 533 horas rede (desvio padrão < 10 horas-rede), distribuídos igualmente ao longo da estação seca e chuvosa. Recapturas do mesmo período (mesma manhã ou



mesma tarde) não foram consideradas. Todas as aves capturadas foram marcadas com anéis metálicos numerados do CEMAVE.

#### *Variáveis independentes: Área e Conectividade*

As variáveis independentes foram cuidadosamente escolhidas, num balanço entre detalhamento, precisão e capacidade explicativa, de forma a expressar a forma com que se acredita que as espécies de aves de sub-bosque percebem e exploram uma paisagem fragmentada na região.

A conectividade foi medida de forma a considerar os corredores e baseada na teoria dos grafos (Gross & Yellen, 1999). Esta teoria busca definir e quantificar o grau de conectividade em redes; e está se tornando popular na ecologia, onde entre outras, está sendo utilizada para definir agrupamentos de fragmentos funcionalmente ligados, chamados de sub-grafos (Keitt *et al.* 1997, Urban & Keith, 2001). Os corredores foram definidos como estruturas florestais lineares medindo  $\leq 100$  m de largura (os estudos variaram entre 25 e 100 m de largura e de 37 a 1071 m de comprimento), e a área do fragmento considerada é a extensão do fragmento não considerando os corredores. Foi utilizada a largura  $\leq 100$  m para os corredores, por que está é uma largura comumente sugerida pelas agências de governo como compensação ambiental quando da construção de grandes empreendimentos.

As métricas de conectividade utilizadas foram às respectivas áreas dos fragmentos ligados ao fragmento focal pelas 6 diferentes regras de ligação: CA000 é a área de mata (fragmento conectado e corredor) ligados por corredor ao fragmento focal; CA010 é a quantidade de florestas a  $< 10$  m de distância e similar para os de 20, 30, 40 e 50 m.

Cinquenta metros foi a máxima distância considerada, devido a razões biológicas e por que a distância média entre os fragmentos da região é de 54 m (Uezu *et al.* 2005), e distâncias maiores iriam unir boa parte dos fragmentos estudados. Resultados preliminares na região mostram que indivíduos de algumas espécies relutariam em cruzar > 50 m de habitats abertos mesmo com o estímulo do play-back (Awade & Metzger, 2008). As métricas de conectividade por corredores e pelas distâncias apresentaram diferentes padrões e variaram independentemente da área dos fragmentos, o que nos possibilitou analisar os fatores independentemente (Correlação de Spearman entre AREA e CA000 a CA050 respectivamente 0.63, 0.45, 0.35, 0.51, 0.39, 0.04).

Alguns futuros detalhamentos podem ser testados, como a inclusão da “capacidade visual” do indivíduo, mediado pelo relevo, por exemplo; definir uma paisagem local máxima menor para cálculo dos CAs; graus de influência das unidades florestais agrupadas (CAs) de acordo com as distâncias do local focal; permeabilidade da matriz; entre outros. Porém, o refinamento do dado biológico é necessário em muitos casos onde uma maior precisão é almejada.

#### *Quantificação da estrutura da vegetação*

Para analisar a influência da variação da estrutura da vegetação nas análises nos fragmentos estudados, foi quantificada a estratificação foliar em 26 pontos ao longo das redes de neblina. Em cada ponto foi registrada a cobertura foliar dentro de um cilindro imaginário de 30 cm de diâmetro, do chão até o dossel. A média das frequências da cobertura foliar nas diferentes alturas foi então considerada numa análise de componentes

principais (ACP), onde os três primeiros eixos explicaram juntos 61,85% (respectivamente 31,23, 17,18 e 13,44%). A correlação entre estes três eixos e as variáveis de paisagem (área e CAs) foram não significativas ( $p < 0,05$ ) e apresentaram índices de correlação de Spearman baixos ( $< 0,50$ ). Desta maneira, a variação na vegetação foi considerada homogênea ao longo dos fragmentos/sub-grafos com diferentes tamanhos e conectividades, permitindo testar a influência do tamanho e da conectividade dos fragmentos independentes da estrutura da floresta.

#### *Variáveis dependentes*

Como o esforço nos diferentes fragmentos foi bastante similar, para todas as análises foi utilizado o número de espécies e indivíduos observados em cada fragmento, desta maneira riqueza e abundância estão padronizadas pelo esforço.

Além da riqueza e abundância total, também foram analisadas as respostas por grupos funcionais. As espécies foram divididas de duas formas; uma de acordo com a sua sensibilidade a distúrbios antrópicos baseado em Stotz (1996) (pequena, média e grande sensibilidade) e outra baseado em dieta e no uso do hábitat, adaptado de Willis (1979). Os grupos dessa segunda divisão foram: Insetívoros de tronco e galho, insetívoros terrestres, outros insetívoros de sub-bosque, nectarívoros, onívoros, frugívoros e granívoros de estratos inferiores, e espécies de borda ou adaptadas a ambientes degradados/abertos. Como este estudo é focado em espécies de sub-bosque, os grupos funcionais de estratos superiores foram desconsiderados.

### *Análise de dados*

Foram construídos 13 modelos para cada variável dependente (riqueza e abundância total e riqueza e abundância por grupo funcional). As variáveis independentes foram transformadas para a escala logarítmica ( $\log(\text{variável} + 1)$ ) para obter um melhor encaixe de funções de modelos lineares. O melhor encaixe da reta foi obtido com verossimilhança e o erro utilizado seguiu uma distribuição de Poisson, no pacote glm do R 2.3.1 (R Development Core Team 2006):

- $Vd = a + f \log\_ÁREA + f \log\_CA_{xx} + \varepsilon$
- $Vd = a + f \log\_ÁREA + \varepsilon$
- $Vd = a + f \log\_CA_{xx} + \varepsilon$

Onde: Vd = variável dependente; a = intercepto; ÁREA = área do fragmento, CA<sub>xx</sub> = variáveis de conectividade do fragmento (xx = 00 a 50 m),  $\varepsilon$  = erro seguindo uma distribuição de Poisson.

Para comparar os 13 modelos, foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC, Burnham & Anderson, 1998) com a correção para amostras pequenas de Hurvich & Tsai, (1989), gerando um ranking do melhor para o pior modelo. Também foi utilizado o peso de AICc ( $wAICc$ ), que é a chance do modelo ser selecionado no caso de reamostragem dos dados disponíveis (Akaike, 1979). A razão de evidência ( $wAICc\_max/wAICc\_i$ ) foi utilizada para facilitar a visualização das diferenças entre os modelos. Este método tem uma longa história de utilização na ecologia, e mais recentemente vem sendo utilizado também em estudos de paisagens (por ex. Westphal *et al.*, 2003, Wiersma *et al.*, 2004, Cleary *et al.* 2005, Stouffer *et al. in press*).

Não foram utilizadas variáveis extremamente correlacionadas nem com dependência espacial, evitando-se desta maneira problemas de multicolinearidade e de auto-correlação espacial. As relações espaciais foram investigadas através de testes de Mantel (Mantel, 1967) com 1000 permutações, utilizando Sorensen para os dados biológicos e distância Euclidiana para os geográficos no PC-ORD 4.14 (McCune & Mefford, 1999). Todas as variáveis utilizadas apresentaram correlação baixa e não significativa.

### **3. Resultados**

#### *Estrutura da comunidade*

Um total de 62 espécies foi capturado durante as 9.137 horas-rede de amostragem nos 17 fragmentos selecionados. As riquezas e as abundâncias observadas por fragmento variaram consideravelmente, o que também aconteceu com as riquezas dos grupos funcionais (Tab. 1).

**Tabela 1:** Variação das variáveis dependents, riqueza e abundância da comunidade e dos grupos funcionais.

Variáveis dependentes		Riqueza				Abundância			
		Min	Max	Méd,	desv	Min	Max	Méd,	desv
Comunidade total		17	32	25,12	4,76	41	131	76,06	26,04
Dieta e uso do hábitat	Espécies de borda	1	7	3,82	1,42	3	19	9,88	5,04
	Insetívoros de sub-bosque	6	14	11,11	2,73	13	58	32,64	12,57
	Insetívoros de tronco	2	5	3,35	0,93	3	18	8,76	3,84
	Insetívoros terrestres	0	3	1	1	0	7	2,11	2,52
	Nectarívoros	0	3	1,41	0,79	0	10	3,35	2,69
	Onívoros, frugívoros e granívoros	2	5	3,76	0,90	7	49	18,47	10,82
Perturbação	Alta	1	3	1,76	0,75	3	20	6,65	4,62
	Média	11	24	17,76	3,88	25	80	51,06	16,62
	Baixa	3	9	5,41	1,28	7	39	18,18	8,42

#### *Modelos para as comunidades*

Os 3 melhores modelos (51% do  $wAIC$  e razão de evidência  $< 1,5$ ) que explicaram a riqueza total da comunidade apresentaram apenas variáveis de curtas distâncias de ligação ( $\leq 20$  m) e conexões por corredor (Tab. 2). AREA foi apenas incluída como o sexto melhor modelo, contudo junto com uma variável de conectividade. AREA isoladamente foi apenas o 11o. modelo para explicar a variação na riqueza com reduzido suporte (razão de evidência  $> 7$ ). Os modelos que incluíram ambas as variáveis (AREA e as variáveis de

conectividade) corresponderam a 24% do  $wAICc$ , enquanto os apenas com as variáveis de conectividade com 73% e o modelo de área contribuiu com apenas 3% do  $wAICc$  (Tab. 3). Para abundância existe um claro suporte para o modelo apenas com a variável de corredor (CA00; Tab. 2). Ademais, o segundo melhor modelo é novamente com a variável CA00, desta vez em conjunto com a variável AREA. AREA isoladamente foi apenas o 11o. melhor modelo, com baixo suporte, apenas melhor que os modelos com a variável de longa distância (Tab. 2). Contudo, os  $wAICc$  foi quase igualmente dividido entre os modelos apenas com as variáveis de conectividade e os com ambas as variáveis (Tab. 3).

**Tabela 2:** Modelos para a variação dos dados de riqueza da comunidade nos 17 fragmentos analisados do Planalto Atlântico de Ibiúna (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc ( $wAICc$ ).  $\Delta_i AICc$  é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.

# Modelo	AREA	Conect.	AICc	$\Delta AICc$	$wAIC$	Razão de evidência
1		CA010	98.79	0.00	0.19	1.00
2		CA020	98.98	0.19	0.17	1.10
3		CA000	99.21	0.42	0.15	1.23
4		CA040	99.76	0.97	0.11	1.62
5		CA030	100.47	1.68	0.08	2.32
6	AREA	CA020	101.08	2.29	0.06	3.15
7	AREA	CA010	101.18	2.40	0.06	3.31
8	AREA	CA000	101.80	3.01	0.04	4.51
9	AREA	CA040	101.92	3.13	0.04	4.79
10		CA050	102.45	3.66	0.03	6.24
11	AREA		102.76	3.98	0.03	7.31
12	AREA	CA030	102.85	4.06	0.02	7.61
13	AREA	CA050	103.05	4.27	0.02	8.45

**Tabela 3:** Soma dos  $wAICc$  para cada variável, soma dos  $wAICc$  para cada variável dividida pelo número de modelos possíveis (1 para Área, 6 para conectividade e 6 para ambas as variáveis, AREA\_pond, Conect\_pond e Ambos\_pond).  $wAICc$  importantes estão assinalados com \*.

	ARE A	AREA_pon d	Conec t	Conect_pon d	Ambo s	Ambos_pon d
R	0.03	0.03	0.73 *	0.12	0.24	0.04
Ab	0.00	0.00	0.51 *	0.09	0.48 *	0.08
EspBorda_R	0.08	0.08	0.67 *	0.11	0.25	0.04
EspBorda_Ab	0.05	0.05	0.13	0.02	0.81 *	0.14
InsSub_R	0.06	0.06	0.71 *	0.12	0.23	0.04
InsSub_Ab	0.00	0.00	0.77 *	0.13	0.22	0.04
InsTerr_R	0.06	0.06	0.65 *	0.11	0.29	0.05
InsTerr_Ab	0.11	0.11	0.00	0.00	0.89 *	0.15
InsTronco_R	0.10	0.10	0.69 *	0.12	0.20	0.03
InsTronco_Ab	0.03	0.03	0.61 *	0.10	0.37	0.06
Nect_R	0.06	0.06	0.72 *	0.12	0.23	0.04
Nect_Ab	0.00	0.00	0.74 *	0.12	0.25	0.04
OnivSub_R	0.14	0.14	0.59 *	0.10	0.26	0.04
OnivSub_Ab	0.00	0.00	0.05	0.01	0.94 *	0.16
Mt_Sens_R	0.07	0.07	0.71 *	0.12	0.20	0.03
Mt_Sens_Ab	0.03	0.03	0.04	0.01	0.93 *	0.16
Med_Sens_R	0.08	0.08	0.69 *	0.12	0.24	0.04
Med_Sens_Ab	0.00	0.00	0.67 *	0.11	0.32	0.05
Pouc_Sens_R	0.09	0.09	0.68 *	0.11	0.22	0.04
Pouc_Sens_A b	0.00	0.00	0.74 *	0.12	0.27	0.05
Soma	0.99	0.99	11.10	1.85	7.49	1.25

Onde: R = Riqueza; Ab = Abundância, EspBorda = Espécies de Borda, InsSub = Insetívoros de sub-bosque, InsTerr = Insetívoros Terrestres, InsTronco = Insetívoros de Tronco e Galho, Nect = Nectarívoros, OnivSub = Onívoros de sub-bosque, Mt\_Sens, Med\_Sens e Pouc\_Sens = respectivamente, muito, médio e pouco sensíveis a alterações humanas (Stotz, 1996)



**Tabela 4:** Modelos para a variação dos dados de abundância da comunidade nos 17 fragmentos analisados do Planalto Atlântico de Ibiúna (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc ( $wAICc$ ).  $\Delta_i AICc$  é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.

# modelo	ÁREA	Conectivid	AICc	$\Delta_i AICc$	wAIC	Razão de evidência
1		CA000	186.11	0.00	0.51	1.00
2	AREA	CA000	187.51	1.40	0.25	2.01
3	AREA	CA020	187.66	1.55	0.23	2.18
4	AREA	CA010	196.46	10.35	0.00	176.64
5		CA020	197.37	11.26	0.00	278.95
6	AREA	CA030	198.95	12.85	0.00	615.72
7		CA030	203.46	17.35	0.00	>5800
8		CA010	203.60	17.49	0.00	
9	AREA	CA040	206.42	20.31	0.00	
10	AREA	CA050	207.22	21.12	0.00	
11	AREA		212.33	26.22	0.00	
12		CA040	219.67	33.56	0.00	
13		CA050	233.62	47.51	0.00	

#### *Modelos para grupos de sensibilidade*

A distribuição dos  $wAICc$ s para riqueza entre área, conectividade e ambos os aspectos foi praticamente similar entre os 3 grupos analisados. Menos de 10% do  $wAICc$  correspondeu aos modelos que utilizaram apenas a variável área, enquanto 70% do  $wAICc$  correspondeu aos modelos que utilizaram apenas as variáveis de conectividade e aproximadamente 20% correspondeu aos modelos com as variáveis juntas (Tab. 3). Os índices de conectividade por curtas distâncias de não habitat (<30 m) foram as variáveis mais importantes para explicar a riqueza nos fragmentos, especialmente para as espécies de média e alta sensibilidade. Para abundância os modelos apenas com a variável de área foram praticamente não representativos e um padrão diferente foi observado para as espécies

altamente sensíveis, comparativamente às espécies de média e baixa sensibilidade. Enquanto as espécies altamente sensíveis foram em geral afetadas por ambas as variáveis, as espécies de média e baixa sensibilidade foram particularmente afetadas pelas variáveis de conectividade, com aproximadamente 70% do  $wAICc$  e o restante sendo o correspondente para modelos que utilizaram ambas as variáveis (30%). A variação do grupo altamente sensível foi particular bem descrita pelos modelos com a variável área e com as variáveis de conectividade de curtas distâncias ( $< 20$  m), cada um com aproximadamente 30% do  $wAICc$  (Tab. 4). O grupo das espécies de média sensibilidade foi particularmente afetado pela conectividade por corredores e os  $wAICc$ s dos modelos que possuem a variável CA000 correspondem a quase 80% do total (Tab. 5). Para o grupo das espécies pouco sensíveis os aspectos que mais influenciaram foram os índices de conectividade de distâncias médias e curtas ( $\leq 30$  m, Tab. 5).

**Tabela 5:** Modelos para a variação dos dados de riqueza e abundância dos grupos definidos por sensibilidade (baseado em Stotz 1996) à perturbações antrópicas nos 17 fragmentos analisados do Planalto Atlântico de Ibiúna (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc ( $wAICc$ ).  $\Delta_i AICc$  é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.

<b>Grupos Sensibilidade</b>	<b>Var. Dep.</b>	<b>AICc</b>	<b>VII</b>	<b>VI2</b>	<b><math>\Delta_i AICc</math></b>	<b><math>wAICc</math></b>	<b>Razão de evidência</b>	
<b>Alta</b>	<b>Riqueza</b>	47.74		CA010	0.00	0.17	1.00	
		48.13		CA030	0.39	0.14	1.22	
		48.19		CA020	0.45	0.14	1.25	
		48.52		CA040	0.78	0.12	1.48	
		49.29		CA000	1.55	0.08	2.17	
	<b>Abund.</b>	73.62	AREA	CA020	0.00	0.31	1.00	
		73.64	AREA	CA000	0.02	0.30	1.01	
		73.97	AREA	CA010	0.36	0.26	1.20	
		77.61		CA000	4.00	0.04	7.37	
	<b>Média</b>	<b>Riqueza</b>	94.86		CA000	0	0.17	1.00
			95.28		CA010	0.42	0.14	1.23
			95.44		CA030	0.58	0.13	1.34
95.62				CA020	0.76	0.11	1.46	
95.87				CA040	1.01	0.10	1.65	
96.40			AREA		1.54	0.08	2.16	
<b>Abund.</b>		165.15		CA000	0.00	0.59	1.00	
		166.88	AREA	CA000	2.32	0.19	3.19	
		168.63	AREA	CA020	4.07	0.08	7.66	
<b>Baixa</b>		<b>Riqueza</b>	68.31		CA020	0.00	0.13	1.00
			68.32		CA000	0.00	0.13	1.00
			68.49		CA010	0.17	0.12	1.09
	68.76			CA050	0.44	0.11	1.25	
	68.80			CA030	0.48	0.10	1.27	
	69.00			CA040	0.68	0.09	1.41	
	69.02		AREA		0.71	0.09	1.43	
	70.34		AREA	CA000	2.02	0.05	2.75	
	<b>Abund.</b>	130.11		CA020	0.00	0.32	1.00	
		130.80		CA000	0.69	0.23	1.41	
		131.93		CA030	1.82	0.13	2.49	
		132.16	AREA	CA000	2.05	0.12	2.79	

Onde: Var. Dep. = Variáveis dependentes, VI1 e VI2 = Variáveis independentes; Abund. = Abundância

#### *Grupos baseados na dieta e uso de habitat*

Para a riqueza das espécies de borda, os modelos com apenas uma variável foram hierarquizados em primeiro, com baixa resolução na seleção do melhor modelo dentre eles. Para abundância deste grupo, os modelos com área e longas distâncias foram os de mais suporte (Tab. 6). Um resultado similar foi obtido para os insetívoros de sub-bosque, onde os modelos com uma variável, e primeiramente os modelos de conectividade, foram os de melhor “ranking”, especialmente os de curtas distâncias (Tab. 6). Contudo, para abundância um padrão claro suportando conectividade por corredores foi observado, onde os modelos com a variável CA000 correspondem a quase 100% do  $wAICc$  (Tab. 6).

Para os insetívoros terrestres os dados de riqueza não apresentaram um padrão claro, devido ao número baixo de espécies e por apenas um fragmento apresentar o número máximo que foi de 3 espécies. Para abundância os modelos com a variável AREA apresentaram um forte suporte em detrimento aos modelos sem (Tab. 6).

Os insetívoros de tronco apresentaram riqueza associada às métricas de conectividade por médias e especialmente curtas distâncias ( $\leq 20$  m) e corredores, além de com a variável área, enquanto a abundância foi influenciada por corredores, que representa 85% do  $wAICc$  (Tab. 6). A riqueza de espécies frugívoras, onívoras e granívoras apresentaram um suporte similar para todos os modelos de uma variável, particularmente os com distâncias  $\leq 30$  m, por outro lado os modelos para abundância melhores hierarquizados

foram os com ambas variáveis, particularmente os para distâncias  $\leq 30$  m (Tab. 6). Os nectarívoros apresentaram padrão similar para riqueza e abundância, sendo os modelos com variáveis de conectividade sozinhas sendo hierarquizados primeiro, especialmente para os de distâncias  $\leq 40$  m.

**Tabela 6:** Modelos para a variação dos dados de riqueza e abundância dos grupos definidos pela dieta e uso do hábitat nos 17 fragmentos analisados do Planalto Atlântico de Ibiúna (São Paulo, Brasil). Os modelos estão ordenados do maior para o menor peso de AICc ( $wAICc$ ).  $\Delta_i AICc$  é a diferença entre o AICc do modelo considerado e do menor AICc.

<b>Grupo Funcional</b>	<b>Variável dependente</b>	<b>AICc</b>	<b>Área</b>	<b>Conectividade</b>	<b><math>\Delta_i AIC</math></b>	<b><math>w AIC</math></b>	<b>Razão de evidência</b>
<b>Espécies de Borda</b>	R	65.63		CA020	0.00	0.13	1.00
	R	65.64		CA050	0.01	0.13	1.00
	R	65.85		CA040	0.22	0.12	1.12
	R	66.02		CA010	0.39	0.11	1.21
	R	66.07		CA030	0.44	0.10	1.25
	R	66.60		CA000	0.97	0.08	1.62
	R	66.63	AREA		1.00	0.08	1.65
	R	67.58	AREA	CA020	1.95	0.05	2.65
	Ab	105.52	AREA	CA050	0.00	0.48	1.00
	Ab	107.86	AREA	CA030	2.34	0.15	3.22
	Ab	108.26		CA050	2.74	0.12	3.93
	<b>Insetívoros de sub-bosque</b>	R	86.08		CA010	0.00	0.16
R		86.33		CA020	0.25	0.14	1.14
R		86.59		CA000	0.51	0.12	1.29
R		86.76		CA030	0.68	0.11	1.41
R		87.00		CA040	0.92	0.10	1.59
R		87.43		CA050	1.36	0.08	1.97
R		88.14	AREA		2.06	0.06	2.80
Ab		150.75		CA000	0.00	0.76	1.00
Ab		153.34	AREA	CA000	2.59	0.21	3.64

**Tabela 6:** Continuação

<b>Insetívoros terrestres</b>	R	42.04		CA030	0.00	0.30	1.00
	R	43.90		CA040	1.87	0.12	2.55
	R	44.11		CA010	2.08	0.11	2.83
	Ab	56.08	AREA	CA020	0.00	0.28	1.00
	Ab	56.58	AREA	CA010	0.51	0.22	1.29
	Ab	57.26	AREA	CA040	1.19	0.15	1.81
	Ab	57.78	AREA	CA030	1.70	0.12	2.34
	Ab	57.87	AREA		1.80	0.11	2.45
	Ab	59.21	AREA	CA000	3.13	0.06	4.78
	Ab	59.23	AREA	CA050	3.16	0.06	4.85
	Ab	64.80		CA030	8.72	0.00	78.12
	<b>Insetívoros de tronco</b>	R	58.97		CA000	0.00	0.18
R		59.88		CA020	0.91	0.12	1.58
R		59.94		CA010	0.97	0.11	1.62
R		60.12	AREA		1.15	0.10	1.78
R		60.22		CA030	1.25	0.10	1.87
		60.40		CA040	1.43	0.09	2.04
Ab		80.52		CA000	0.00	0.59	1.00
Ab		82.18	AREA	CA000	1.66	0.26	2.29
<b>Frugívoros, Onívoros e Onívoros de sub-bosque</b>	R	60.28	AREA		0.00	0.14	1.00
	R	60.52		CA030	0.24	0.13	1.13
	R	60.89		CA010	0.61	0.11	1.36
	R	60.96		CA020	0.69	0.10	1.41
	R	60.97		CA000	0.69	0.10	1.41
	R	61.23		CA040	0.96	0.09	1.61
	R	61.90		CA050	1.62	0.06	2.25
	Ab	127.28	AREA	CA020	0.00	0.79	1.00
	Ab	130.78	AREA	CA010	3.50	0.14	5.77

**Tabela 6:** Continuação

<b>Nectarívoros</b>	R	47.22	CA030	0.00	0.15	1.00
	R	47.31	CA020	0.09	0.14	1.05
	R	47.35	CA040	0.14	0.14	1.07
	R	47.58	CA010	0.36	0.12	1.20
	R	47.94	CA000	0.72	0.10	1.44
	R	48.67	CA050	1.45	0.07	2.07
	Ab	0.29	CA040	0.00	0.28	1.00
	Ab	0.25	CA010	0.66	0.20	1.39
	Ab	0.22	CA020	1.91	0.11	2.60

Onde: R = Riqueza, Ab = Abundância.

#### 4. Discussão

##### *Importância relativa da conectividade e da Área dos fragmentos*

Contrariamente ao esperado pela literatura, a conectividade dos fragmentos se mostrou mais importante que a área para a predição da riqueza da comunidade e dos grupos funcionais. Para a comunidade como um todo e para a maioria dos grupos funcionais, a conectividade por corredores e por curtas distâncias ( $\leq 20$  m), foi um fator chave na predição das abundâncias e riqueza. Variáveis de conectividade por curtos trechos de matriz ( $\leq 20$  m), foram mais explicativas do que as por médios e longos trechos. Estes resultados são suportados por outros resultados teóricos e empíricos onde distâncias maiores entre áreas de mata possuem influência negativa na conectividade da mancha (Hanski, 1994; Haddad, 1999), e sugerem que as espécies analisadas estariam respondendo à distâncias  $< 30$  m por áreas de matriz, o que é corroborado por dados de cruzamentos induzidos por play-back na região (Awade & Metzger, 2008). Estes resultados apontam que



áreas a menos de 30 m de distância estão funcionalmente conectadas (Andrade & Marini, 2001, Schadt *et al.*, 2002). Desta maneira em paisagens bem conectadas, onde os fragmentos estejam próximos um dos outros e/ou ligados por corredores, às aves podem utilizar mais de um fragmento para obter os recursos necessários para a sobrevivência em movimentos diários, freqüentes ou ocasionais. Esta complementação de paisagem (“landscape complementation” *sensu* Dunning *et al.*, 1992) deve resultar numa maior taxa de recolonização (Levins, 1969; Fahrig & Merriam, 1985; Hanski & Simberloff, 1997; Franken & Hik, 2004) e de efeito de resgate (Brown & Kodrick-Brown, 1977), mantendo populações e comunidades ricas mesmo em fragmentos relativamente pequenos. Nestas condições de alta conectividade, a área de habitat não é apenas a área do fragmento, mas sim a área total dos fragmentos funcionalmente conectados. A conectividade pode explicar as diferenças de influência da área dos fragmentos nos resultados obtidos pelos demais trabalhos conduzidos na Mata Atlântica, onde alguns perceberam uma forte relação das variáveis biológicas com o tamanho dos fragmentos (Willis, 1979; Christiansen & Pitter, 1997; Machado & Fonseca, 2000; Ribon *et al.*, 2003) e outros não (Marsden *et al.*, 2001).

A importância dos corredores foi particularmente grande, especialmente para as espécies com baixa capacidade de se mover pela matriz: Espécies com média a alta sensibilidade a alterações antrópicas, insetívoros de sub-bosque e especialmente insetívoros de tronco e galho. Estas espécies foram anteriormente apontadas como sensíveis à fragmentação (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Soares & Anjos, 1999; Anjos, 2001). As abundâncias dessas espécies foram particularmente afetadas pela presença de corredores, sugerindo que estes podem agir diretamente no incremento da área

funcionalmente conectada, facilitando movimentos freqüentes, mantendo populações por efeito de resgate ou por fluxos contínuos, o que afeta as abundâncias, mas não as respectivas riquezas. Algumas espécies conseguem cruzar distâncias maiores de habitat aberto, contudo, tais cruzamentos não seriam freqüentes (Boscolo et al., *in press*; Hansbauer et al., *in press*), e desta maneira insuficientes para sustentar altas taxas de abundância. Ademais, as aves tendem a usar “stepping-stones”, como árvores isoladas, quando cruzando a matriz antrópica (Uezu et al., 2008, Boscolo et al., *in press*) e alguns estudos apontam que distâncias abertas de 50 a 75 m (Laurance & Gómez, 2005), ou mesmo aberturas pequenas como a de uma estrada, podem impossibilitar a movimentação das aves (Develey & Stouffer, 2001). Teoricamente, quando a distância entre matas aumenta, a conectividade diminui (Hanski, 1994; Haddad, 1999). Desta maneira, os corredores teriam especial importância para a conservação destas espécies (Anjos, 2001; Uezu et al., 2005).

Um dos únicos grupos afetados mais pela área do que pela conectividade foram os frugívoros e onívoros. Outros autores já haviam ressaltado a importância da área do fragmento para estas espécies (Willis, 1979; Ribon, 2003), e sugerem que a distribuição espaço-temporal agregada dos recursos alimentares, dificulta a sobrevivência destas espécies em fragmentos de tamanho reduzidos (Willis, 1979; Levey, 1988; Loiselle & Blake, 1991; McCarty et al., 2002). As espécies frugívoros de dossel tem uma maior capacidade de deslocamento, e desta maneira são capazes de percorrer maiores distâncias de habitat aberto para obterem os recursos necessários para sua sobrevivência (Anjos, 2001; Pizo, 2001), enquanto as espécies de sub-bosque como *Schiffornis virescens* e

*Mionectes rufiventris*, apresentam uma baixa capacidade de deslocamento, e desta maneira são mais afetadas pela área dos fragmentos (Willis, 1979; Ribon, 2003). A abundância dos insetívoros terrestres também foi afetada pela área do fragmento. Este é um dos grupos considerados mais sensíveis à fragmentação do habitat no mundo todo (Kattan *et al.*, 1994; Borges & Stouffer, 1999; Beier *et al.*, 2002; Sekercioglu *et al.*, 2002; Watson *et al.*, 2004) e na Mata Atlântica (Willis, 1979; Aleixo & Vielliard, 1995; Ribon, 2003; Anjos, 2004), particularmente devido a sua baixa capacidade de locomoção. Desta maneira, apesar da maior importância relativa das variáveis de conectividade para a maioria das espécies, alguns grupos foram também particularmente afetados pela área do fragmento, especialmente em suas abundâncias, sugerindo que a preservação de fragmentos grandes deve também ser uma prioridade para a preservação destes grupos de espécies.

#### *Implicações para a conservação*

Alguns autores sugerem como regra geral para a conservação da biodiversidade o foco em fragmentos de tamanho grande (e.g. Fahrig, 1997; Trzcinski *et al.* 1999). Estes devem ser prioridade, devido à possibilidade de conservação de espécies de baixa capacidade de deslocamento, que necessitem de grandes áreas e de particulares características de habitat; que são especialmente difíceis de serem preservadas neste contexto extremamente fragmentado da Mata Atlântica atual (Myers *et al.* 2000). Contudo, nossos resultados apontam que para a maioria da comunidade de aves de sub-bosque, a conectividade dos fragmentos é mais importante do que seu tamanho, pelo menos em paisagens com 31% de matas, onde os fragmentos estão próximos (< 50 m) e bem conectados por corredores. Esta

distância pequena entre os fragmentos, assim como as ligações físicas entre eles (corredores), permitem a manutenção de um grande número de espécies, mesmo em fragmentos de tamanho reduzido, pois permite que os indivíduos se utilizem de diferentes fragmentos próximos um dos outros, ou façam movimentos longos ocasionais, mantendo populações marginais através do efeito de resgate ou recolonização. Desta maneira, os manejos voltados à conservação, e os programas de restauração em paisagens com quantidades de habitat intermediárias, não devem se focar apenas em fragmentos de tamanho grande, mas devem objetivar o acréscimo da conectividade, diminuindo as distâncias entre as unidades de habitat e aumentando a conectividade por corredores. Esta alternativa de conservação é particularmente plausível para situações onde não existam mais remanescentes de tamanho grande, como é o caso da maioria das regiões de Mata Atlântica. Contudo, em paisagens onde os fragmentos estão mais isolados, o tamanho destes pode ter maior importância, como mostrado por Marini (2001), o que pode ocorrer mesmo em paisagens com similar proporção de habitat (~ 30%).

Os nossos resultados, assim como resultados de trabalhos prévios, apontam que a importância relativa do tamanho do fragmento e da conectividade pode variar ao longo do gradiente de proporção de habitat. Em paisagens com proporção intermediárias de habitat, a conectividade pode ser um bom preditor da riqueza e abundância de aves, enquanto em paisagens com menores proporções de habitat, o tamanho do fragmento pode ter maior importância. Ademais, a importância relativa da área e da conectividade deve variar também de acordo com a capacidade de movimentação das espécies pela matriz, *i.e.* quando a capacidade é baixa, a importância do tamanho do fragmento é alta e vice-versa.

## 5. Referências

- Akaike, H., 1979. A Bayesian extension of the minimum AIC procedure of autoregressive model fitting. *Biometrika* 66: 237-242.
- Aleixo, A. & Vielliard, J.M.E., 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12: 493-511.
- Andrade, R.D. & Marini, M.A., 2001. Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil, In: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr., J.F., Straube, F.C. & Ross, A.L. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias*. Editora UNISUL, Tubarão, Santa Catarina, Brazil, pp. 125-136.
- Anjos, L. dos, 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12: 11-27.
- Anjos, L. dos, 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 76: 429 – 434.
- Antongiovanni, M. & Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 122: 441-451.
- Awade, M. & Metzger, J.P., 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the effects of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. *Austral Ecology* 33: *in press*
- Beier, P. & Noss, R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241-1252.

- Beier P., van Drielen M. & Kankam B.O. 2002. Avifaunal collapse in West African forest fragments. *Conservation Biology* 16: 1097–1111.
- Borges, S.H. & Stouffer, P.C., 1999. Bird communities in two types of anthropogenic successional vegetation in Central Amazonia. *Condor* 101: 529-536.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M. & Metzger, J.P. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, *in press*.
- Bowman, J., Cappuccino, N. & Fahrig, L. 2002. Patch size and population density: the effect of immigration behavior. *Conservation Ecology* 6: 9. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9/> - Último acesso 22/1/2008.
- Brooks, T. & Balmford, A., 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380: 115.
- Brown, J.H. & Kodrick-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Christiansen, M.B. & Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80: 23-32.
- Cleary, D.F.R., Genner, M.J., Boyle, T.J.B., Setyawati, T., Angraeti, C.D. & Menken, S.B.J., 2005. Dependence of bird species richness and composition upon local – and large-scale environmental factors in Borneo. *Landscape Ecology* 20: 989-1001.
- Debinski, D.M., & Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.

- Develey, P.F. & Peres, C.A., 2000. Resource seasonality and the structure of mixed species bird flocks in a coastal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 16, 33-53.
- Develey, P.F. & Stouffer, P.C., 2003. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15: 1416-1422.
- Durigan, G., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Arbocz, G., Metzger, J.P. & Catharino, E.L. in press. Similaridade florística entre fragmentos florestais no Planalto Atlântico, estado de São Paulo, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*.
- Fahrig, L. & Merriam, G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Franken R.J. & Hik D.S. 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology* 73: 889-896.
- Goerck, J.M. 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology* 11: 112-118.

- Gomes, E.P.C., 1992. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. MS thesis, University of São Paulo, São Paulo, Brazil.
- Gonzalez, A., J. H. Lawton, F. S. Gilbert, T. M. Blackburn, and I. Evans-Freke. 1998. Metapopulation dynamics, abundance, and distribution in a microecosystem. *Science* 281: 2045–2047.
- Gross, J. & Yellen, J., 1999. *Graph Theory and its Applications*. CRC Press, Florida.
- Haas, C.A. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology* 9: 845-854.
- Haddad, N.M. 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9: 612-622.
- Haddad, N.M. & Baum, K.A. 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications* 9: 623–633.
- Haddad, N.M., Bowne, D.R., Cunningham, A., Danielson, B., Levey, D., Sargent, S. & Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84:609-615.
- Hanski, I., 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151–162.
- Hanski, I., Simberloff, D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation, In: Hanski, I., Gilpin, M. (Eds.), *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London, UK, pp. 5-26.
- Hurvich, C.M. & Tsai, C.L., 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297-307.



- Jules, E.S., 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology* 69: 1645-1656.
- Karr, J.R., 1981. Surveying birds with mist nets, In: Ralph, C.J., Scott, J.M. (Eds.), *Studies in Avian Biology* No. 6. Cooper Ornithological Society. Allen Press Inc., Lawrence, Kansas, pp. 62-67.
- Kattan, G.H.; Alvarez-López, H. & Giraldo, M. 1994. Forest fragmentation and bird extinction: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8: 138-146.
- Keitt, T.H., Urban, D.L. & Milne, B.T., 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [on line] 1 (1), 4, URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4> - Último acesso 10/01/2008.
- Köppen, W., 1948. *Climatologia*. Ed. Fondo Cultura Economica, Mexico City.
- Laurance, S.G.W. & Gómez, M.S., 2005. Clearing width and movements of understory rainforest birds. *Biotropica* 37: 149-152.
- Levey, D.J. 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecological Monographs* 58: 251-269.
- Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Loiselle, B.A., & Blake, J.G. 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72: 180-193.
- Machado, R.B. & Fonseca, G.A.B., 2000. The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica* 32: 914-924.

- Mantel, N., 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research* 27: 209-20.
- Marini, M.A., 2001. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais, In: Alves, M.A.S., Silva, J.M.C., Sluys, M.V., Bergallo, H.G. & Rocha, C.F.D. (Eds.), *A ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas*. Editora Uerj, Rio de Janeiro, Brazil, pp. 41-54.
- Marini, M.A. & Garcia, F.I., 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.
- Marsden, S.J., Whiffin, M. & Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.
- McCarty J.P., Levey D.J., Greenberg C.H. & Sargent, S. 2002. Spatial and temporal variation in fruit use by wildlife in a forested landscape. *Forest Ecology and Management* 164: 277–291.
- McCune B. & Mefford, M.J., 1999. *Multivariate analysis on the PC-ORD system, Version 4*. MjM Software, Gleneden Beach, OR, USA.
- Metzger, J.P. & Décamps, H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18: 1-12.
- Metzger, J.P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10: 1147–1161.
- 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), doi:  
<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J., 2000.  
Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Pearman, P.B., 2002. The scale of community structure: Habitat variation and avian  
guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs* 72: 19-39.
- Pizo, M.A., 2001. A conservação de aves frugívoras, In: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr.,  
J.F., Straube, F.C. & Ross, A.L. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da Ciência às  
Estratégias*. Editora UNISUL, Tubarão, Santa Catarina, Brazil, pp 49-60.
- Ponçano, W.L., Carneiro, C.D.R., Bistrichi, C.A., Almeida, F.F.A. & Prandini, F.L., 1981.  
Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. IPT Monografias nº5, Volume I.
- R Development Core Team 2006. R: A language and environment for statistical  
computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-  
900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Ribon, R., 2003. Aves em fragmentos de Mata Atlântica: incidência, abundância e  
associação à topografia. Ph.D. thesis. Federal University of Minas Gerais, Belo  
Horizonte, Minas Gerais, Brazil.
- Ribon, R., Simon, J.E. & Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments  
on the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.
- Roth, R.R. & Johnson, R.K., 1993. Long-term dynamics of a Wood Thrush population  
breeding in a forest fragment. *Auk* 110: 37-48.

- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T. & Trepl, L. 2002. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx in Germany. *Ecological Applications* 12: 1469-1483.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen, D., Goehring, D., & Sandi, R. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Science* 99: 263-267.
- Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J. & Mehlman, D. W. 1992. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology* 6: 493-504.
- Soares, E.S., Anjos, L., 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical* 10: 61–68.
- SOS Mata Atlântica & INPE, 2002. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, Brazil.
- Stotz, D., 1996. Neotropical birds: ecology and conservation. Chicago University Press, Chicago.
- Stouffer, P.C., Bierregaard, Jr., R.O., Strong, C., Lovejoy, T.E. Long-term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conservation Biology*. *In press*

- Struffaldi-De-Vuono, Y., 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva do Instituto de Botânica (São Paulo, SP). Ph.D. thesis, University of São Paulo, São Paulo, Brazil.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Temple, S.A. & Cary, J.R., 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2: 340-347.
- Trzcinski, M.K., Fahrig, L. & Merriam, G., 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9: 586-593.
- Uezu, A., Metzger, J.P. & 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.
- Uezu, A., Beyer, D.D. & Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as a stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*. *No prelo*
- Urban, D.L. & Keitt, T.H., 2001. Landscape connectivity and metapopulation persistence: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.
- Veloso, P.H., Rangel-Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A., 1991. Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal. IBGE, Rio de Janeiro, Brazil.

- Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. & Dawson, T. 2004. Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of south-eastern Madagascar. *Journal of Biogeography* 31: 1791-1807.
- Westphal, M.I., Field, S.A., Tyre, A.J., Paton, D. & Possingham, H.P., 2003. Effects of landscape pattern on bird species distribution in the Mt. Lofty Ranges, South Australia. *Landscape Ecology* 18: 413-426.
- Wiersma, Y.F., Nudds, T.D. & Rivard, D.H., 2004. Models to distinguish effects of landscape patterns and human population pressures associated with species loss in Canadian national parks. *Landscape Ecology* 19: 773-786.
- Wilcox, B.A. & Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125: 879-887.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.

## Anexo I

Lista das espécies capturadas na região de Caucaia do Alto, Planalto Atlântico de Ibiúna, São Paulo, Brasil; com os respectivos grupos. Terr: Terrestrial insectivorous, und\_ins: Understory insectivorous, ti: Trunk insectivorous, ed: Edge and altered habitat species, high: Birds from higher strata, nec: Nectarivorous, omn: Omnivorous and seed eaters, H: high sensitiveness, M: Medium sensitiveness and L: Low sensitiveness.

*Sclerurus scansor*, terr, H; *Myiobius barbatus*, und\_ins, H; *Lepidocolaptes fuscus*, ti, H; *Haplospiza unicolor*, ed, M; *Xiphocolaptes albicollis*, ti, M; *Myrmeciza squamosa*, terr, ; *Attila rufus*, high, M; *Mionectes rufiventris*, und\_ins, M; *Melanotrochilus fuscus*, nec, M; *Malacoptila striata*, und\_ins, M; *Lochmias nematura*, terr, M; *Leptotila (rufaxilla) rufaxilla*, ed, M; *Leptopogon amaurocephalus*, und\_ins, M; *Hylophilus (poicilotis) amaurocephalus*, high, M; *Phaethornis eurynome*, nec, M; *Hemitriccus diops*, und\_ins, M; *Neopelma (aurifrons) chrysolophum*, omn, M; *Dysithamnus mentalis*, und\_ins, M; *Drymophila ochropyga*, und\_ins, M; *Drymophila malura*, ed, M; *Dendrocolaptes platyrostris*, ti, M; *Cranioleuca pallida*, ed, M; *Conopophaga (lineata) lineata*, und\_ins, M; *Celeus flavescens*, ti, M; *Batara cinerea*, ed, M; *Basileuterus leucoblepharus*, und\_ins, M; *Basileuterus culicivorus*, und\_ins, M; *Automolus leucophthalmus*, und\_ins, M; *Hemitriccus orbitatus*, und\_ins, M; *Tangara desmaresti*, high, M; *Xenops minutus*, ti, M; *Veniliornis spilogaster*, ti, M; *Turdus albicollis*, omn, M; *Trichothraupis melanops*, omn, M; *Tolmomyias sulphurescens*, high, M; *Todirostrum plumbeiceps*, ed, M; *Thalurania glaucopis*, nec, M; *Syndactyla rufosuperciliata*, und\_ins, M; *Synallaxis (ruficapilla) ruficapilla*, und\_ins, M; *Platyrinchus (mystaceus) mystaceus*, und\_ins, M; *Platycichla flavipes*, omn, M; *Pyriglena leucoptera*, und\_ins, M; *Schiffornis virescens*, omn, M;

*Sittasomus griseicapillus*, ti, M; *Thamnophilus caerulescens*, und\_ins, L; *Volatinia jacarina*, ed, L; *Pipraeidea melanonota*, ed, L; *Turdus rufiventris*, ed, L; *Turdus leucomelas*, ed, L; *Chiroxiphia caudata*, omn, L; *Cnemotriccus fuscatus*, und\_ins, L; *Coereba flaveola*, nec, L; *Cyclarhis gujanensis*, high, L; *Turdus amaurochalinus*, ed, L; *Leptotila verreauxi*, ed, L; *Synallaxis spixi*, ed, L; *Saltator similis*, ed, L; *Picumnus (cirratus) cirratus*, ti, L; *Tachyphonus coronatus*, ed, L; *Conirostrum speciosum*, high, L; *Piaya cayana*, high, L.



## **Capítulo III**

**Influência da quantidade de habitat, do tamanho e da conectividade de fragmentos florestais na comunidade de aves da Mata Atlântica.**

## **Resumo**

A quantidade de habitat remanescente, a conectividade e o tamanho dos fragmentos são sugeridos como determinantes para a manutenção de espécies em paisagens fragmentadas, e dessa maneira é essencial entendermos e modelarmos tais relações para o embasamento de políticas de conservação. Para analisarmos tais efeitos na riqueza e abundância de aves de sub-bosque e na abundância de 29 espécies de aves da Mata Atlântica, construímos modelos com variáveis representando o tamanho do fragmento e graus diversos de conectividade funcional em três paisagens com diferentes proporções de habitat (14, 31 e 45% de habitat). Posteriormente, confrontamos tais modelos com dados provenientes de amostragens com redes de neblina (4.818 indivíduos) com um esforço amostral total de quase 34.000 horas-rede em 53 fragmentos de diferentes tamanhos (2 a 159 ha) e graus de conectividades (considerando conexões por corredor ou por curtas distâncias pela matriz). Em seguida, hierarquizamos tais modelos através do critério de Informação de Akaike. Um total de 117 espécies foi capturado, e a paisagem com maior riqueza foi aquela de maior proporção de mata (87), enquanto as outras duas apresentaram riquezas semelhantes e menores (62 e 70), o que sugere um limiar de habitat entre 32 e 44% para a perda de um grande número de espécies. Além disso, os aspectos de configuração foram importantes em todas as paisagens, contudo, diferentes características foram relevantes em cada um dos casos. Enquanto na paisagem com menor proporção de habitat o tamanho dos fragmentos foi extremamente influente na determinação da riqueza e da abundância de espécies, os aspectos relacionados à conectividade foram mais importantes nas paisagens com 31 e 45% de proporção de habitat. Dentre as variáveis de conectividade, as que representam

conectividade por corredores foram particularmente importantes, seguidas pelas de pequenos cruzamentos pela matriz (20 m). Modelos que levaram em consideração cruzamentos de 40 m pela matriz foram bem menos plausíveis que os demais. Os modelos para abundância das 29 espécies também resultaram em um padrão similar ao observado para a comunidade. No entanto, a importância relativa do tamanho do fragmento e da conectividade mudou em função da proporção de habitat, de acordo com a espécie abordada. Os resultados aqui apresentados são importantes para o embasamento de políticas de manejo para a conservação, e ressaltam a influência relativa das variáveis de configuração ao longo do gradiente de quantidade de hábitat, e devem ser consideradas quando na seleção de áreas para conservação, restauração ou qualquer forma de manejo voltado para a conservação.

*Palavras-chave:* Proporção de habitat, configuração, Área funcional, conectividade funcional, Mata Atlântica, aves.

## **Abstract**

### **Influence of habitat amount, fragment size and connectivity in Atlantic Forest bird species conservation**

Landscape aspects such as habitat amount, fragment size and connectivity, have been suggested as key features for maintaining species in altered landscapes, and thus are essential to be modeled and comprehended for management and conservation purposes. To test their effects on understory Atlantic forest bird species, we built models with variables representing fragment size and functional connectivity in 3 landscapes with different proportions of forest (14, 31 and 45%), and confronted with data from more than 4,818 individuals captured in 53 fragments of different sizes (2.06 to 158.45 ha) and connectivity's (connected by corridors, or by short distances), and then we ranked under a model selection approach (AIC). A total of 117 species were recorded, and the landscape with higher amount of forest was richer (87) than the two others which presented a similar lower richness (62 and 70), what suggests a threshold amount of habitat between 32 to 44%. Configuration aspects were important in all cases; however, different characteristics influenced species richness and abundance in each landscape. Patch size was important in determining species richness and abundance in the landscape with low amount of habitat, while connectivity aspects were crucial in the landscapes with higher amounts of habitat. Within the connectivity models, particularly the ones that take in to account the connectivity by corridors, but also the ones that consider short movements through the matrix are far better supported, then the ones by longer distances gaps. Moreover, species-level analyses yielded results similar to the pattern found for the whole assemblage, and the

configuration variable influence varied along the habitat conversion gradient. The results presented here are important for management planning towards conservation, and should be considered in site selection for conservation, restoration or any other kind of management.

Key-words: Amount of habitat, configuration, functional area, functional connectivity, Atlantic forest.

## 1. Introdução

A destruição do habitat leva não só à perda, mas também a mudanças na configuração dos remanescentes, como por exemplo, diminuição do tamanho das manchas, aumento do isolamento, entre outros (Andrén, 1994; contudo ver Fahrig, 2003), o que afeta os processos ecológicos de maneira geral (por exemplo, Fahrig, 1998; Bruun, 2000; Burke & Nol, 2000; Borgella & Gavin, 2005), e por consequência a conservação de espécies (Fahrig & Merriam, 1994; Hill & Curran, 2003). Dessa maneira, determinar os elementos essenciais para a persistência de espécies em paisagens fragmentadas é fundamental para o estabelecimento de ações de manejo e conservação de espécies nesse tipo de cenário.

Na escala da paisagem e numa perspectiva do indivíduo/população, a extinção local é relacionada ao tamanho e ao isolamento da mancha (Hanski & Simberloff, 1997). Fragmentos grandes em geral possuem área suficiente para a manutenção de grandes populações, as quais apresentam quantidades de indivíduos suficientes para sobreviver a flutuações estocásticas e com elevada variabilidade genética (Saccheri *et al.*, 1998; Galbusera *et al.*, 2000). Por outro lado, o isolamento da mancha é relacionado com as taxas de (re) colonização (Fahrig & Merriam, 1985; Hanski & Simberloff, 1997; Franken & Hik, 2004), e/ou efeito de resgate (Brown & Kodrick-Brown, 1977), alterando dessa maneira o fluxo de indivíduos, o que também influencia na probabilidade de extinção e na variabilidade genética das populações (Hitchings & Beebee, 1997; Knutsen *et al.*, 2000).

Assim, em paisagens fragmentadas, a dinâmica da ocupação das manchas pode ser determinada por extinções locais e recolonizações (Hanski & Simberloff, 1997). Ademais, existem evidências indicando que os efeitos da configuração do habitat, i.e. do arranjo

espacial do habitat, não são independentes dos efeitos da quantidade de habitat (Andrén, 1994; Fahrig, 1998; 2003; Harrison & Bruna, 1999). Em paisagens com maior proporção de habitat, a influência relativa da perda desse habitat parece ser maior do que os efeitos da configuração (Andrén, 1994; Fahrig, 1997; 1998; Flather & Bevers; 2002). Em contraste, em paisagens com baixas proporções de habitat, aparentemente o declínio populacional pode ser maior que o esperado pela simples perda de habitat, podendo apresentar efeitos conjuntos com a configuração destes remanescentes (Andrén, 1994; Fahrig, 1997; Flather & Bevers, 2002).

Existe uma forte covariação entre quantidade de habitat e configuração dos remanescentes, *i.e.* em paisagens com maiores proporções de habitat, os fragmentos tendem a ser maiores e mais bem conectados, assim como o oposto ocorre em paisagens com baixas quantidades de habitat (Gustafson & Parker, 1992; Andrén, 1994). Contudo, em paisagens com quantidade intermediária, a configuração dos remanescentes pode assumir formas distintas. Diferentes formas de ocupação do solo geram padrões particulares de organização dos remanescentes, que podem influenciar diferentemente a persistência de espécies.

Comparativamente às regiões temperadas, poucos foram os estudos conduzidos na Mata Atlântica sobre os efeitos da fragmentação florestal na comunidade de aves. Os estudos conduzidos na Mata Atlântica amostram fragmentos de diferentes tamanhos e graus de conectividade, analisando os efeitos de tais variáveis na riqueza e abundância das comunidades, ou mesmo na abundância de determinadas populações (Willis, 1979; Christiansen & Pitter, 1997; Anjos, 2001; Marsden *et al.*, 2001; Ribon *et al.*, 2003). No

entanto, esses estudos não amostraram diferentes paisagens, o que impossibilita uma análise independente da perda de habitat e da configuração. O único estudo que inicialmente explorou questões de quantidade de mata e configuração na Mata Atlântica demonstrou que ambos os aspectos podem ser importantes e devem ser levados em consideração (Develey & Metzger, 2006).

Neste trabalho, analisamos dados sobre a comunidade de aves de sub-bosque do Planalto Atlântico Paulista, uma área de cobertura florestal altamente fragmentada onde os remanescentes apresentam diferentes tamanhos e graus de isolamento, distribuídos em regiões de diferentes proporções de habitat (de 10 a 100% de habitat). O Planalto Atlântico Paulista margeia uma das duas últimas áreas de Mata Atlântica contínuas que ainda restam: o contínuo das Serras litorâneas do sudeste brasileiro (ver Introdução Geral). Por essa razão, pode funcionar como um filtro relativamente permeável entre essa grande área de mata, que poderia atuar como fonte de indivíduos e/ou propágulos, e os remanescentes de vegetação mais para o interior. Além disso, tem importante papel como área tampão ao grande maciço de mata, uma vez que pode atenuar as perturbações vindas das áreas alteradas e altamente antropizadas. Por isso, deve ser foco de políticas de manejo para a conservação de espécies na escala regional, e, portanto, torna-se necessário um melhor entendimento da ocorrência de espécies em paisagens com diferentes configurações e quantidades de mata na região.

Esse é o contexto deste estudo, onde foram amostrados 53 fragmentos florestais de diferentes tamanhos e graus de conectividades, em três paisagens de aproximadamente 10.800 ha, sendo que essas possuem diferentes porcentagens de habitat remanescente.



Sendo assim, os objetivos deste trabalho foram: i. Modelar em cada paisagem a riqueza e a abundância de espécies de aves de sub-bosque baseado em características de configuração que se mostraram boas preditoras de riqueza e abundância destas espécies na região (Área e conectividade dos fragmentos) (ver Capítulo II); ii. Comparar a influência dos aspectos da configuração nas três proporções de habitat, investigando a existência de um limiar de fragmentação teórico ainda não testado com dados empíricos em regiões tropicais. Ademais, foram conduzidas análises para as espécies capturadas em mais de 16 localidades, de forma a entender a importância relativa dos aspectos de configuração e quantidade de habitat em espécies particulares.

## 2. Métodos

### *Área de estudo*

Foram selecionadas três paisagens com cerca de 10.800 ha cada e em situações fitogeográficas similares. Estas apresentaram quantidades de habitat acima, abaixo e no limiar teórico de fragmentação (ca. 30%, Andrén 1994). i. Caucaia do Alto (CAU, W 47° 07' 27'' / S 23° 47' 12'' e W 47° 02' 10'' / S 23° 40' 47'', 31%), ii. Ribeirão Grande (RG, W 48° 24' 01'' / S 24° 07' 02'' e W 48° 17' 02'' / S 24° 02' 02'', 11%), iii. Tapiraí (TAP, W 47° 29' 54'' / S 23° 49' 14'' e W 47° 24' 37'' / S 23° 55' 54'', 44%). Em TAP a paisagem é dominada por coberturas florestais em um estágio intermediário e avançado (43%; dossel fechado com altura > 10-15 m e emergentes de ocasionais a frequentes > 25 m), enquanto CAU estas formações cobriam 31% e em RG apenas 11%. A paisagem de RG

é dominada por agricultura (31%) e pastagens (44%), enquanto que em CAU e TAP a agricultura dominava marcadamente (ca. 35% e 42%, respectivamente).

As paisagens selecionadas estão situadas no Planalto Atlântico Paulista, uma região de embasamento cristalino localizada no estado de São Paulo, sudeste brasileiro. As altitudes variam entre 700 e 1100 m, sendo que as médias mensais de temperatura variam entre 15 e 22°C e a média anual de chuva é por volta de 1.350 a 2.000 mm, com médias mensais variando entre 60 e próxima de 200 mm (CCRG, 2003; Metzger *et al.*, 2006).

As características da vegetação original do Planalto são pouco conhecidas (Dislich *et al.*, 2001), pois essa vem sendo antropicamente alterada antes mesmo da colonização européia (Petrone, 1995). Contudo, a vegetação original era provavelmente florestal com a presença de *Araucaria angustifolia* em alguns locais (Ab'Saber, 1970). É caracterizada como uma vegetação transicional entre as florestas úmidas das encostas e as florestas mais secas do interior (Struffaldi-De-Vuono, 1985; Gomes, 1992), sendo as famílias de árvores mais comuns Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae “*sensu lato*”, Sapotaceae, Annonaceae e Rubiaceae (Oliveira-Filho & Fontes, 2000; Catharino *et al.*, 2006; Durigan *et al.*, *no prelo*).

#### *Locais de amostragem*

Foram amostrados um total de 53 fragmentos, sendo 17 nas paisagens de RG e CAU, e 19 na paisagem de TAP. Os fragmentos de RG e CAU foram amostrados durante a iniciação científica e mestrado de Alexandre Camargo Martensen, enquanto os fragmentos de TAP foram amostrados como parte do doutorado de Cristina Banks Leite (Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo). O tamanho dos fragmentos

variou entre 2,06 e 158,45 ha e, em todas as paisagens, buscamos amostrar um gradiente de tamanho similar (RG: 4,75 a 92,34 ha, CAU: 2,06 a 158,45 ha, TAP: 2,82 a 156,50 ha). A seleção dos fragmentos em cada paisagem foi feita de maneira aleatória dentro de classes de tamanho (< 5 ha; 10-40 ha; > 50 ha) de maneira a cobrir uma ampla gama de variação de tamanho e conectividade. Foram considerados apenas fragmentos com estrutura de vegetação (estádios intermediário e avançado de sucessão), forma e matriz circundante similares.

#### *Amostragem de aves*

As aves de sub-bosque foram amostradas com redes de neblina num esforço total de 33.945 horas-rede. As redes de neblina foram usadas devido à facilidade de se comparar dados provenientes destas formas de amostragem, pois esses são menos influenciados pelo observador, minimizam erros de identificação e permitem a marcação de indivíduos, portanto, a identificação de recapturas e detecção de movimentação (Karr, 1981; Pearman, 2002).

No centro de cada fragmento foi aberta uma trilha de 130 m, localizada a pelo menos 50 m das bordas das matas (exceto em alguns pequenos fragmentos) e em condições similares de relevo, luminosidade e estrutura de vegetação. Foram utilizadas 10 redes abertas do chão até 2,5 m de altura (12 X 2,5 m, 32 mm) e um esforço de pelo menos 640 horas-rede em cada fragmento em RG (total 11.888 horas-rede, média  $\approx$  700, desvio padrão  $\approx$  21 horas-rede), de pelo menos 520 horas-rede em cada fragmento em CAU (total 9.137 horas-rede, média  $\approx$  540 horas, desvio padrão  $\approx$  6 horas-rede) e de exatas 680 horas-rede

por fragmento em TAP (total 12.920 horas-rede). O esforço foi igualmente distribuído entre as estações secas e chuvosas dos anos de 2001 e 2002 em CAU, de 2004 e 2005 em RG e de 2005 e 2006 em TAP. Todos os indivíduos capturados foram marcados com anilhas numeradas de alumínio padrão CEMAVE.

### *Métricas de paisagem*

A classificação de uso do solo em RG e TAP foi feita com base em imagens SPOT 5, do ano de 2005, resolução de 10 m, uma para cada região de estudo. Em CAU, onde a coleta de dados biológicos foi anterior (2001 e 2002), utilizou-se o mapeamento de cobertura proveniente da interpretação de fotos aéreas do ano de 2000 (5 metros de resolução; Silva *et al.* 2007). Para que o cálculo das métricas referentes à estrutura da paisagem pudesse ser feito de maneira padronizada entre as regiões, *i.e.* com a mesma resolução espacial, o mapeamento de cobertura de CAU foi degradado para 10 m de resolução, tornando-o assim compatível com a imagem SPOT e do mapeamento de cobertura das demais regiões estudadas. Posteriormente foi feita extensa checagem de campo para validação em todas as paisagens.

Foi considerada como ÁREA do fragmento, a área sem considerar os corredores e a área dos fragmentos conectados por estes. Os corredores foram definidos como estruturas florestais lineares medindo até 100 m de largura unindo dois ou mais fragmentos. Foi utilizada largura de corredor  $\leq 100$  m, pois essa medida é comumente sugerida pelas agências governamentais ambientais como medida de manejo ambiental voltado à conservação.

A conectividade dos fragmentos florestais foi medida considerando a conexão por corredores e índices baseados na teoria dos grafos (Gross & Yellen, 1999; Keitt *et al.*, 1997; Urban & Keith, 2001; ver o Capítulo II). Desta maneira, os valores de conectividade são as somatórias das áreas florestais funcionalmente conectadas de acordo com três regras de ligação utilizadas: CA00 é a área florestal do corredor e da área dos fragmentos que esse corredor une, sem incluir a área do fragmento focal; CA20 e CA40 são as áreas de mata alcançável a uma distância borda-a-borda  $\leq 20$  m ou  $\leq 40$  m, respectivamente, mais uma vez sem considerar a área do fragmento focal. Foram utilizados esses limites, pois estudos conduzidos na região mostram que distâncias superiores a 40 m são evitadas por parte das espécies estudadas (Awade & Metzger, 2008).

#### *Variáveis dependentes*

Para as análises de comunidade foi utilizado o número de espécies observado como valor de riqueza por fragmento, assim como o número de indivíduos capturados como valor de abundância, uma vez que os esforços são padronizados e comparáveis dentro de cada paisagem.

Também foram feitas análises para 29 das 30 espécies que foram capturadas em pelo menos 16 localidades, onde buscamos entender o padrão de resposta individual das espécies, que permitisse, posteriormente, agrupá-las de acordo com as respostas às variáveis analisadas.

### *Análise de dados*

Inicialmente, as riquezas das paisagens foram comparadas de acordo com suas respectivas curvas de acumulação de espécies por indivíduos, independentemente do local de captura dentro de cada paisagem. Foram geradas 20 curvas para cada paisagem, e foram traçados seus respectivos graus de confiança de 95%. As 20 simulações foram feitas com reposição e o número de indivíduos sorteados variou entre 1 e o total de indivíduos capturados na paisagem.

Ademais, foram construídos 20 modelos para relacionar os parâmetros de estrutura da paisagem com cada uma das variáveis dependentes (riqueza e abundância da comunidade e abundância de espécies selecionadas). Inicialmente, foram utilizadas formas de curva potenciais e lineares, no entanto, os modelos de potência se mostraram bem superiores aos lineares, e as hierarquizações dos modelos foram similares quando feitas com as diferentes curvas, por isso optou-se por apresentar apenas as de potencial (10 modelos, ver abaixo). Os melhores encaixes de curva foram obtidos para cada paisagem por verossimilhança, sendo que foram testadas diversas distribuições de resíduo (Normal, Binomial Negativa e Poisson) e a distribuição de Poisson, no caso das riquezas e normal, no caso das abundâncias, se mostraram superiores aos demais. As análises foram conduzidas no programa R 2.5.1.

Os modelos utilizados foram os seguintes:

- $VD = a1.(AREA^{a2}).(CAxx^{a3}).((AREA.CAxx)^{a4}) + \varepsilon$
- $VD = a1.(AREA^{a2}).(CAxx^{a3}) + \varepsilon$
- $VD = a1.(AREA^{a2}) + \varepsilon$
- $VD = a1.(CAxx^{a2}) + \varepsilon$

Onde: VD = variável dependente; AREA = variável representando a área do fragmento, CAxx = variável independente representando a conectividade do fragmento (xx = 00, 20 e 40 m),  $\varepsilon$  = erro seguindo uma distribuição de Poisson para as riquezas e normal para as abundâncias, a1, a2, a3 e a4 = parâmetros estimados.

Para selecionarmos os melhores modelos foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC, Burnham & Anderson, 1998) com correção para amostras pequenas (AICc) proposto por Hurvich & Tsai (1989). Este procedimento gera um ranking do melhor para o pior modelo, sendo que as diferenças entre  $AICc \geq 2$  são consideradas grandes, e forte suporte é atribuído ao modelo com menor AICc. Ademais, somamos as verossimilhanças de cada um dos diversos modelos nas diferentes paisagens (por ex. modelo de ÁREA em RG, CAU e TAP), obtendo assim uma hierarquização dos modelos independente das paisagens analisadas. Também somamos as verossimilhanças dos melhores modelos em cada uma das paisagens, e geramos assim, modelos híbridos (composto por diferentes modelos de acordo com a paisagem em questão), para toda a região de estudo.

Problemas de multicolinearidade e auto-correlação foram cuidadosamente evitados ao não utilizarmos variáveis extremamente correlacionadas e com dependência espacial no mesmo modelo.

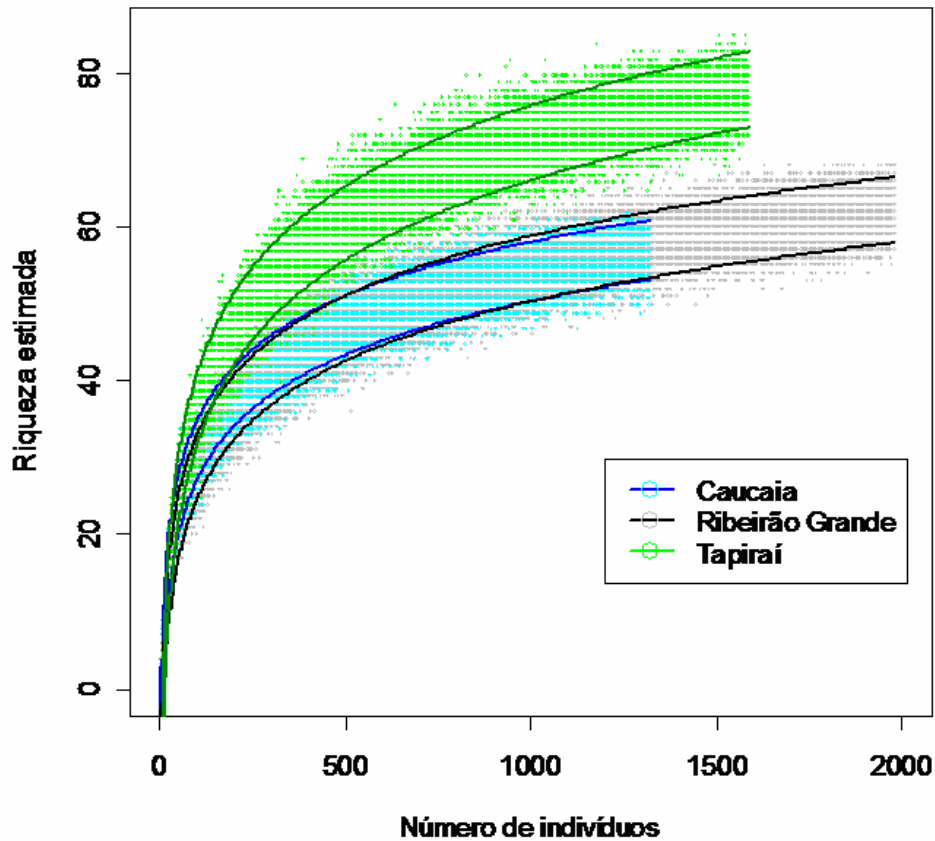
### 3. Resultados

#### *Comparações entre paisagens*

Um total de 4818 indivíduos foi capturado, sendo 1952 em RG, 1293 em CAU e 1573 em TAP. Ao todo foram amostradas 117 espécies, sendo 70 em RG, 62 em CAU e 87 em TAP (Tab. 1). Após as simulações e a conseqüente padronização pelo número de indivíduos capturados, o número de espécies foi similar para as paisagens de RG e CAU, enquanto que para TAP a riqueza foi significativamente maior já para amostras com 250 indivíduos (Fig. 1).

Dentre as espécies capturadas, 55 (~ 47%) foram encontradas em apenas uma paisagem, 23 (~ 20%) em duas e apenas 39 (~ 33%) foram encontradas nas três paisagens. Das exclusivas de uma das paisagens, 29 foram de TAP, 18 de RG e 8 de CAU. Das espécies apenas encontradas em TAP, muitas são consideradas de alta sensibilidade (Stotz 1996), como *Anabazenops fuscus* e *Heliobletus contaminatus*, sendo que em RG a maioria das espécies exclusivas é de baixa sensibilidade, como *Myiarchus swainsoni* e *Thlypopsis sordida*.





**Figura. 1:** Curva de acúmulo de espécies por indivíduo capturado por paisagem. As linhas contínuas representam um intervalo de confiança de 95% das simulações. Caucaia = CAU, Ribeirão Grande = RG e Tapiraí = TAP.

#### *Riqueza das comunidades*

As comunidades de aves responderam de maneira diferente aos fatores de configuração de acordo com a paisagem analisada. As riquezas foram positivamente afetadas pela área do fragmento e por conectividades por corredores (ca000) ou por curtas distâncias (ca020) (Tab. 1). O melhor modelo a explicar a variação dos dados de riqueza em RG foi o que

continha a variável área, enquanto em CAU destacou-se os modelos de conectividade por corredores, e em TAP o de conexão por curtas distâncias (ca020; Tab. 1).

**Tabela 1:** Melhores modelos para Riqueza e Abundância de espécies de aves de sub-bosque para as três paisagens de estudo do Planalto Atlântico Paulista; RG: Ribeirão Grande, CAU: Caucaia do Alto e TAP: Tapiraí. n: Número de locais amostrados, K: número de parâmetros estimados, LogVero: Log-verossimilhança negativa, AICc: Critério de informação de Akaike, corrigido para pequenas amostras segundo Hurvich & Tsai (1989),  $\Delta$ : Diferenças entre o AICc\_mínimo e o AICc em questão.

\*: Modelos selecionados para comporem modelos híbridos.

Paisagem	Riqueza						Abundância					
	Modelos	n	K	LogVero	AICc	$\Delta$	Modelos	n	K	LogVero	AICc	$\Delta$
RG	Area*	17	2	-47.33	99.51	0.00	Area*	17	3	-79.05	165.94	0.00
	CA000*	17	2	-47.80	100.45	0.94	CA000*	17	3	-79.60	167.04	1.10
	Area_CA000	17	3	-46.99	101.82	2.31	CA040	17	3	-80.04	167.92	1.98
							CA020	17	3	-80.05	167.94	2.00
CAU	CA000*	17	2	-47.28	99.41	0.00	CA000*	17	3	-71.56	150.97	0.00
	CA020*	17	2	-47.70	100.25	0.84	Area_CA000_interação	17	5	-69.00	153.45	2.48
							Area_CA000	17	4	-71.35	154.03	3.06
TAP	CA020*	19	2	-59.01	122.77	0.00	Area*	19	3	-82.01	171.63	0.00
	Area*	19	2	-59.51	123.76	0.99	Area_CA000*	19	4	-81.10	173.05	1.43

Área\_CA000: Modelo contendo a variável área e a variável CA000;

Área\_CA000\_interação: Modelo contendo a variável área e a variável CA000 e levando em conta a interação entre as variáveis.

A avaliação de padrões das variáveis de configuração, ao longo do gradiente de quantidade de habitat, mostrou um predomínio de modelos híbridos (modelos condicionados pelas paisagens) aos simples (mesmo modelo para todas as paisagens), sugerindo diferenças nos efeitos da configuração em decorrência da paisagem analisada (Tab. 2). Ademais, a área do fragmento foi particularmente influente na paisagem de RG, enquanto modelos com as variáveis de conectividade foram predominantemente suportados nas paisagens de CAU (CA000) e TAP (CA020) (Tab. 2).

**Tabela 2:** AICc dos modelos de riqueza para todas as paisagens juntas. Modelos híbridos (1 ao 8) e modelos simples (mesmo modelo para todas as paisagens, 9 ao 18). Delta2: Diferença entre o melhor modelo simples e todos os demais modelos simples.

	Paisagens			$\Sigma$ AICc	Delta	Delta2
	RG	CAU	TAP			
1	area	CA000	CA020	321.69	0.00	
2	area	CA020	CA020	322.53	0.84	
3	CA000	CA000	CA020	322.63	0.94	
4	area	CA000	area	322.69	0.99	
5	CA000	CA020	CA020	323.47	1.78	
6	area	CA020	area	323.53	1.83	
7	CA000	CA000	area	323.63	1.93	
8	CA000	CA020	area	324.47	2.77	
9	CA000			325.01	3.32	0.00
10	CA020			325.14	3.45	0.13
11	Area			326.46	4.76	1.44
12	CA040			329.21	7.52	4.20
13	Area_CA020			330.29	8.59	5.27
14	Área_CA000			330.74	9.04	5.72
15	Área_CA040			332.28	10.59	7.27
16	Area_CA020_interação			340.52	18.82	15.50
17	Area_CA000_interação			340.97	19.28	15.96
18	Area_CA040_interação			342.51	20.82	17.50

### *Abundância das comunidades*

O padrão encontrado para as abundâncias difere do observado para as riquezas, sendo que neste caso apenas modelos com as variáveis de área e ca000 foram selecionados. A principal diferença foi na paisagem TAP, onde a área (e não a conectividade CA20) se destaca como variável explicativa (Tab. 1).

A combinação das somatórias dos AICc's dos modelos igualmente plausíveis por paisagem (Delta < 2, menos ca040 para RG, pois esse apresentava delta muito próximo a 2), geraram modelos gerais híbridos de suporte similares, sendo que o melhor modelo foi

composto pela variável Área em RG e TAP e CA000 em CAU (Tab. 3). Dentre os melhores modelos híbridos, há uma combinação de modelos com as variáveis área e conectividade por corredor, incluindo a combinação destas duas variáveis em TAP (Tab. 3). Os modelos de mesma(s) variável(eis) para todas as paisagens foram muito menos suportados pelos dados do que modelos dependentes da paisagem analisada. Contudo, dentre estes, o melhor foi o modelo misto com variáveis de área e de conectividade por corredor, seguido pelo de conectividade por corredor apenas (Tab. 3).

**Tabela 3:** AICc dos modelos de abundância para todas as paisagens juntas. Modelos híbridos (1 ao 8) e modelos simples (mesmo modelo para todas as paisagens, 9 ao 18). Delta2: Diferença entre o melhor modelo simples e todos os demais modelos simples.

	Paisagens			$\Sigma$ AICc	Delta	Delta2
	RG	CAU	TAP			
1	Area	CA000	Area	488.54	0.00	
2	CA000	CA000	Area	489.63	1.10	
3	Area	CA000	Area_CA000	489.97	1.43	
4	CA000	CA000	Area_CA000	491.06	2.53	
5	Area_CA000			496.12	7.58	0.00
6	CA000			497.40	8.86	1.28
7	Area			499.94	11.41	3.83
8	Area_CA020			504.46	15.92	8.34
9	Area_CA000_interação			505.30	16.77	9.19
10	CA020			505.51	16.97	9.39
11	Area_CA040			507.30	18.76	11.18
12	CA040			511.22	22.69	15.10
13	Area_CA020_interação			514.05	25.51	17.93
14	Area_CA040_interação			518.93	30.39	22.81

### *Análises por espécies*

Os dados de abundância das espécies que ocorreram em mais de 16 localidades nos permitiram selecionar modelos para 56 (65 %) das 87 análises possíveis (29 espécies em três paisagens, total de 87 análises, Anexo I), sendo que nos demais não obtivemos

resolução na seleção dos melhores modelos, *i.e.* entre os modelos com mesmo número de variáveis não é possível selecionar o(s) melhor(es). Dentre as espécies que apresentam padrão distinguível em todas as paisagens, estas podem ser divididas em dois diferentes grupos: i. Com respostas similares nas paisagens (dentre as quais *Phaethornis eurynome*, *Lepidocolaptes fuscus*, *Schiffornis virescens* e *Sclerurus scansor*), ii. Com respostas diferentes de acordo com a paisagem (*Haplospiza unicolor* e *Leptopogon amaurocephalus*). Dentre as com respostas similares, algumas espécies apresentaram particular relação com a área estruturalmente conectada no caso das espécies que utilizam corredores, que foram modeladas por área e ca000 separados ou juntos (ver Anexo I), como por exemplo, *L. fuscus* e *S. virescens*. Para outras espécies, área e conectividade por curtas distâncias são juntas importantes, como para *S. scansor*. Outras não apresentaram relação com a variável área, mas os modelos com variáveis de conectividade foram suportados, como por exemplo, *P. eurynome*, sendo que as distâncias foram diferentes de acordo com a paisagem estudada, CA000 em RG, CA020 em CAU e CA040 em TAP.

Dentre os casos onde não obtivemos resolução em pelo menos uma paisagem, a maioria desses foi relacionada ao baixo número de registros numa determinada paisagem, como por exemplo, *Pyriglena leucoptera* em RG, porém em outros, pode refletir uma baixa influência das variáveis analisadas em espécies que são freqüentes em paisagens fragmentadas. Este é o caso por exemplo, de *Turdus rufiventris*, uma espécie bastante adaptada a áreas severamente alteradas, tanto na paisagem de RG (muitas capturas) quanto na paisagem de TAP (poucas capturas) não obtivemos modelo com forte suporte, já em CAU obtivemos uma relação negativa com área, sugerindo novamente uma forte

associação da espécie com ambientes alterados. Outro exemplo é *Platyrrinchus mystaceus*, cujo modelo com a variável área em RG foi mais plausível, em CAU CA000 e área são ambos plausíveis e para TAP nenhum modelo com mesmo número de variável apresentou distinta plausibilidade em relação aos demais. Isso sugere que em altas proporções de mata as variáveis analisadas não influenciam a abundância da espécie. A paisagem de RG foi a que apresentou o maior número de espécies onde os dados não apresentaram resolução para selecionar entre os modelos competidores, o que sugere que nessa paisagem, as espécies que são comuns em áreas fragmentadas, estariam respondendo menos as variáveis em questão, como é o caso de *Trichothraupis melanops*, *Basileuterus leucoblepharus* e *Turdus albicollis*. Para apenas duas espécies, *Dendrocolaptes platyrostris* e *Syndactyla rufosuperciliata*, não foi obtida resolução suficiente para selecionar modelo em nenhuma das paisagens.

#### 4. Discussão

##### *Efeito da quantidade de habitat e configuração*

Apesar de termos amostrado apenas três paisagens, nossos resultados suportam a hipótese de existir um limiar de perda de habitat onde drásticas mudanças na riqueza de espécies ocorrem, uma vez que a paisagem com maior proporção de habitat (44%) é significativamente mais rica em número de espécies do que as outras duas (31 e 11%). Limiares similares já foram observados em outros estudos (Turner *et al.* 1989; Andréon 1994; Fahrig 2003), que sugerem como causa destes limiares as mudanças drásticas na estrutura da paisagem após uma determinada quantidade de habitat. Por outro lado, nossos

dados não suportam a existência de um limiar de fragmentação, abaixo do qual os parâmetros de configuração, como a conectividade, seriam mais relevantes (por ex. < 10-30%, Andrén 1994; Radford *et al.* 2005; < 20% Fahrig 1997; 1998; < 30-50% Flather & Bevers, 2002). Enfim, os dados sugerem um limiar de quantidade de habitat para as aves de sub-bosque do Planalto Atlântico paulista entre 32 e 43%, similar ao proposto por Flather & Bevers (2002), contudo apontam como importantes os efeitos de configuração do habitat remanescente em todas as paisagens amostradas.

Apesar da alta correlação intrínseca entre a proporção de habitat remanescente e a configuração desse, já largamente exploradas em paisagens simuladas, os padrões reais de ocupação humana do solo, muitas vezes relacionado ao relevo, ou ao tipo de ocupação, geram certa independência entre esses dois parâmetros. Essa disjunção pode acontecer em especial em quantidades intermediárias de habitat, que é o caso mais comum observado na região do Planalto Atlântico Paulista.

Em condições de reduzida proporção de habitat, os fragmentos ficam distantes um dos outros (Fahrig, 2003), e mesmo mantendo uma grande variação de tamanho, quase igual ao encontrado em paisagens com grandes proporções de habitat, a conectividade geral é sensivelmente baixa (Venier & Fahrig, 1996). Conseqüentemente, os fragmentos em paisagens com reduzida quantidade de habitat expressam valores de riqueza e abundância altamente relacionados ao tamanho dos fragmentos. Relações entre variáveis ecológicas e o tamanho dos fragmentos já foram largamente descritas na bibliografia, e, em geral, são explicadas devido à relação entre tamanho do fragmento e o tamanho das populações encontradas nele (Roth & Johnson, 1993; Jules, 1998). Populações grandes estão menos



susceptíveis a estocasticidade demográfica e ambiental (Hanski, 1999), o que tornaria sua manutenção mais provável.

De forma oposta, em paisagens com maiores proporções de habitat, a distância média entre os fragmentos é sensivelmente menor (Fahrig, 2003), além de comumente apresentarem corredores de mata entre os fragmentos, ou mesmo pequenas ilhas de mata, que poderiam servir como “stepping stones” para os indivíduos se moverem entre fragmentos. Esta configuração facilita um maior intercâmbio de indivíduos, o que diretamente reduz as extinções locais de espécies (Opdam, 1991; Hanski, 1999). Nestas situações, os efeitos da conectividade dos fragmentos são mais determinantes na predição da riqueza e da abundância de espécies do que a área do fragmento, apesar de em TAP as abundâncias serem também afetadas pela área do fragmento, provavelmente devido à composição de espécies apresentar espécies mais exigentes quanto a área, como as insetívoras de chão (Kattan *et al.*, 1994), ou mesmo devido a alta correlação entre variáveis. As espécies nas quais não foi possível obter resolução na seleção de modelos na paisagem de TAP sugerem que em altas proporções de mata, e, conseqüentemente, em altas taxas de conectividade (Venier & Fahrig, 1996), tais espécies podem mover-se mais facilmente entre as manchas de habitat, alcançando um grande número de remanescentes. Este é o caso de *Platyrinchus mystaceus* e de *Picumnus cirratus*, por exemplo, onde observamos uma forte relação com a área dos fragmentos na paisagem de RG e com a área e a conexão por corredores na paisagem de CAU. A intrínseca relação de conectividade e proporção de mata (Gustafson & Parker, 1992; Andrén, 1994) se expressa também nas abundâncias das espécies, uma vez que boa parte dessas é relacionada ao tamanho do fragmento na

paisagem com menor proporção de habitat e a modelos que levam em consideração variáveis de conectividade, especialmente por corredores nas paisagens de maior proporção. Ademais, em muitos casos na paisagem de maior proporção de habitat, diversos dos modelos selecionados apresentaram a variável área além de uma das variáveis de conectividade, indicando que em situações de altas proporções de mata, os remanescentes estão mais unidos entre si, o que confere uma maior área e conectividade para os fragmentos, *i.e.* uma maior área funcionalmente conectada. As alterações de influência das diferentes variáveis de configuração, área e conectividade, ocorreram em momentos diversos do gradiente de conversão de habitat de acordo com a espécie analisada. Essas diferenças podem ser advindas de características comportamentais das espécies, como uma maior ou menor capacidade de dispersão dos indivíduos.

As espécies de aves de sub-bosque apresentam baixa capacidade de locomoção por áreas não florestais (Develey & Stouffer, 2001; Laurance & Gómez, 2005; Awade & Metzger, 2008), e, teoricamente, o aumento das distâncias entre os fragmentos causa um decréscimo dos níveis de conectividade (Hanski, 1994; Haddad, 1999). Desta maneira, em proporções elevadas de habitat, cujas distâncias entre fragmentos são conseqüentemente menores, além do acréscimo de habitat *per se*, o fluxo de indivíduos entre fragmentos é aumentado, o que possibilita a utilização de diversos fragmentos para o atendimento das necessidades dos indivíduos/populações em movimentos diários, freqüentes ou ocasionais (Andrade & Marini, 2001; Martensen *et al.*, submetido). Dentre os parâmetros de conectividade, a conexão promovida por corredores e por curtos deslocamentos pela matriz parecem ser particularmente relevantes. Na Mata Atlântica, corredores de mata já foram

anteriormente propostos como importantes para o fluxo de aves entre fragmentos (Uezu *et al.*, 2005), ou mesmo para a manutenção de altos valores de riqueza e abundância de espécies (Anjos, 2001; Martensen *et al.*, submetido), assim como os “stepping stones” (Uezu *et al.* 2008; Boscolo *et al.*, *in press*). Ademais, o cruzamento de longas distâncias entre fragmentos são em geral evitados (With & King, 1999; Hansbauer *et al.*, *in press*), porém, curtas distâncias são frequentemente percorridas por algumas espécies (Awade & Metzger, 2008; Martensen *et al.*, submetido e Obs. pess.).

A condição de alta conectividade pode diretamente influenciar a persistência de espécies em fragmentos pequenos em paisagens com proporções intermediárias de habitat, seja através de fluxos contínuos (Andrade & Marini, 2001; Martensen *et al.*, submetido), de altas taxas de re-colonização (Levins, 1969; Fahrig & Merriam, 1985; Hanski & Simberloff, 1997; Franken & Hik, 2004) ou pelo efeito de resgate (Brown & Kodrick-Brown, 1977). Ademais, tais condições podem ser essenciais ao permitir a utilização não só da área do fragmento, mas de certo número de manchas, dentro de uma distância de procura alcançável (With & King, 1999), o que representaria a área funcionalmente conectada (Dunning *et al.*, 1992; Martensen *et al.*, submetido). Portanto, altos valores de conectividade mascarariam uma possível influência do tamanho do fragmento, ao permitir a manutenção de altos valores de riqueza e abundância de espécies mesmo em fragmentos de tamanho reduzido. Estas variações de conectividade podem ser o motivo da falta de congruência entre os estudos conduzidos na Mata Atlântica brasileira, onde alguns suportam um efeito do tamanho do fragmento sobre as comunidades de aves (por exemplo Willis, 1979; Christiansen & Pitter, 1997; Anjos, 2001), enquanto outros não observaram o

mesmo efeito (por exemplo Marsden *et al.*, 2001). Nossos dados sugerem que a ausência de efeito de área ocorre justamente em paisagens com alta conectividade (ver capítulo II).

Desta maneira, nossos resultados apontam que ambos os fatores, a quantidade de habitat e a configuração, podem ter influência na comunidade de aves de sub-bosque (Villard *et al.*, 1999; Johansson & Ehrlén, 2003), sendo que os efeitos da configuração podem ser importantes ao longo de todo o gradiente de proporção de habitat e dependentes desta.

#### *Implicações para conservação*

Nossos resultados apontam para: 1. forte influência da quantidade de habitat na riqueza de espécies; 2. existência de um limiar de extinção para proporções de habitat abaixo de ca. 40 %; e 3. influência dos aspectos de configuração ao longo de todo o gradiente de proporção de habitat estudado, com particular influência do tamanho dos fragmentos em proporções de habitat reduzidos e de conectividade em proporções de habitat mais elevadas.

Tais resultados apontam que ambos os fatores, a quantidade de habitat e a configuração desses remanescentes são influentes na riqueza e na abundância de espécies (Villard *et al.*, 1999; Johansson & Ehrlén, 2003). Por conseguinte, as tentativas de manejo devem levar em conta o entendimento do sistema em multi-escalas espaciais (escalas da paisagem e escala do fragmento), e devem priorizar o aumento da quantidade de habitat focado no incremento da conectividade, seja através das diminuições das distâncias entre manchas de mata, ou em especial através do estabelecimento de corredores florestais. Contudo, a dificuldade de se definir o tamanho de uma paisagem (ver discussão em Villard

*et al.*, 1999), e, conseqüentemente, a variação de extensão que essa pode ter, pode afetar diretamente as análises, podendo gerar resultados opostos de acordo com as escalas analisadas. No entanto, fragmentos de tamanho grande são fundamentais para a conservação de populações viáveis e devem ser entendidos como fonte de indivíduos/propágulos para os fragmentos de tamanho reduzido que ocorrem ao redor. Nesse contexto, a recuperação de matas ciliares, diminuição das distâncias entre fragmentos e/ou criação de outras estruturas de ligação são fundamentais para o incremento da conectividade entre esses fragmentos, e desta maneira, garantir a preservação de um maior número de espécies em um maior número de fragmentos.

## 5. Bibliografia

- Ab'Sáber, A.N. 1970. O mosaico primário de matas e cerrados do Planalto Paulistano. *Cadernos de Ciências da Terra* 6: 24-26.
- Andrade, R.D. & Marini, M.A., 2001. Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil, In: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr., J.F., Straube, F.C, Ross, A.L. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias*. Editora UNISUL, Tubarão, Santa Catarina, Brazil, pp. 125-136.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A Review. *Oikos* 71: 355-366.
- Anjos, L. dos, 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical* 12: 11-27.
- Awade, M. & Metzger, J.P., 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the effects of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. *Austral Ecology* 33: *in press*
- Borgella, R. & Gavin, T.A., 2005. Avian community dynamics in a fragmented tropical landscape. *Ecological Applications* 15:1062-1073.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M. & Metzger, J.P. Importance of inter-habitat gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, *in press*.
- Brown, J.H. & Kodrick-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: Effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445-449.

- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 1998. Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, NY, USA
- Burke, D.M. & Nol, E., 2000. Landscape & fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications* 10: 1749-1761.
- Bruun, H. H., 2000. Deficit in community species richness as explained by area and isolation of sites. *Diversity & Distributions* 6: 129-135.
- Catharino, E.L., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Durigan, G., & Metzger, J.P. 2006. Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotrop.* 6: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006> (último acesso em 03/05/2006).
- Christiansen, M.B. & Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80: 23-32.
- CCRG 2003. Companhia de Cimento Ribeirão Grande – Ampliação da Mina Limeira, Estudo de Impacto Ambiental/ Companhia de Cimento Ribeirão Grande, São Paulo – Cimento Ribeirão Grande. 6v.
- Develey, P.F. & Metzger, J.P., 2006. Emerging threats to birds in Brazilian Atlantic Forest: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem. In: Laurance, W. & Peres, C.. (Org.). *Emerging Threats to Tropical Forests*. 1 ed. Chicago: University of Chicago Press, 2006. Pp. 269-290.

- Develey, P.F. & Stouffer, P.C., 2003. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15: 1416-1422.
- Dislich, R., Cersósimo, L. & Mantovani, W., 2001. Análise da estrutura de fragmentos florestais no Planalto Paulistano – SP. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 321-332.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65: 169-175.
- Durigan, G., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Arbocz, G., Metzger, J.P. & Catharino, E.L., *in press*. Similaridade florística entre fragmentos florestais no Planalto Atlântico, estado de São Paulo, Brasil. *Acta Botânica Brasilica*.
- Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.
- Fahrig, L., 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological modeling* 105: 273-292
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fahrig, L. & Merriam, G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.
- Fahrig, L. & Merriam, G., 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50–59.



- Flather, C.H. & Bevers, M., 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance: The relative importance of habitat amount and arrangement. *The American Naturalist* 159: 40-56.
- Franken R.J. & Hik D.S., 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology*. 73: 889–896.
- Galbusera P., Lens L., Schenck T., Waiyaki E. & Matthysen E., 2000. Genetic variability and gene flow in the globally, critically-endangered Taita thrush. *Conservation Genetics* 1: 45-55.
- Gomes, E.P.C., 1992. Fitossociologia do componente arbóreo de um trecho de mata em São Paulo, SP. Master Dissertation, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Gross, J. & Yellen, J., 1999. *Graph Theory and its Applications*. CRC Press, Florida.
- Gustafson, E.J. & Parker, G.R., 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7:101-110.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J-P., Pimentel, R.G., Knauer, F. & Metzger, J.P. Movements of Neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation*, *in press*.
- Haddad, N.M., 1999 Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9: 612-622.
- Hanski, I., 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63: 151–162.

- Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford
- Hanski, I. & Simberloff, D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation, In: Hanski, I., Gilpin, M. (Eds.), *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, London, UK, pp. 5-26.
- Harrison, S. & Bruna, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225-232.
- Hill J. & Curran, P., 2003. Area, shape and isolation of tropical forest fragments: Effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography* 30: 1391-1403.
- Hitchings, S.P. & Beebee T.J.C., 1997. Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity*, 79: 117-127.
- Hurvich, C.M. & Tsai, C.L., 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76: 297-307.
- Karr, J.R., 1981. Surveying birds with mist nets, In: Ralph, C.J. & Scott, J.M. (Eds.), *Studies in Avian Biology No. 6*. Cooper Ornithological Society. Allen Press Inc., Lawrence, Kansas, pp. 62-67.
- Johansson, P. & Ehrlén, J., 2003. Influence of habitat quantity, quality and isolation on the distribution and abundance of two epiphytic lichens. *Journal of Ecology* 91: 213–221.

- Jules, E.S., 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology* 69: 1645-1656.
- Keitt, T.H., Urban, D.L. & Milne, B.T., 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes. *Conservation Ecology* [on line] 1: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>.
- Knutsen, H., Rukke, B.A., Jorde, P.E. & Ims, R.A., 2000. Genetic differentiation among populations of the beetle *Bolitophagus reticulatus* (Coleoptera: Tenebrionidae) in a fragmented and a continuous landscape. *Heredity* 84: 667-676
- Laurance, S.G.W. & Gómez, M.S., 2005. Clearing width and movements of understory rainforest birds. *Biotropica* 37: 149-152.
- Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240.
- Marsden, S.J., Whiffin, M. & Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 10: 737-751.
- 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: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

- Oliveira-Filho, A.T. & Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 34: 793-810.
- Opdam, P., 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape Ecology* 5: 93–106.
- Pearman, P.B., 2002. The scale of community structure: Habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs* 72: 19-39.
- Petrone, P., 1995. *Aldeamentos paulistas*. Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- R Development Core Team (2007). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F. & Cheers, G.J., 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124: 317-337.
- Ribon, R., Simon, J.E. & Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments on the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.
- Roth, R.R. & Johnson, R.K., 1993. Long-term dynamics of a Wood Thrush population breeding in a forest fragment. *Auk* 110: 37-48.
- Saccheri, I. Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. & Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392: 491-494.

- Silva, W.G.S., Metzger, J.P., Simões, S. & Simonetti, C. 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology* 67: 631-640
- SOS Mata Atlântica & INPE, 2002. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, Brazil.
- Stouffer, P. C., Bierregaard Jr., R. O., Strong, C. & Lovejoy, T. E., *in press*. Long-term Landscape Change and Bird Abundance in Amazonian Rainforest Fragments. *Conservation Biology*
- Struffaldi-De-Vuono, Y., 1985. Fitossociologia do estrato arbóreo da floresta da Reserva do Instituto de Botânica (São Paulo, SP). Ph.D. thesis, University of São Paulo, São Paulo, Brazil.
- Turner, M.G; O'Neill, R.V.; Gardner, R.H. & Milne, B.T., 1989. Effects of changing spatial scale on analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* 3: 153 – 162.
- Uezu, A., Metzger, J.P., 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.
- Uezu, A., Beyer, D.D. & Metzger, J.P. 2008. Can agroforest woodlots work as a stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*. *No prelo*
- Urban, D.L., Keitt, T.H., 2001. Landscape connectivity and metapopulation persistence: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82: 1205-1218.

- Venier, L.A. & Fahrig, L., 1996. Habitat availability causes species abundance-distribution relationship. *Oikos* 76: 564–570.
- Villard, M.-A., Trzcinski, M. K. & Merriam, G., 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774-783.
- Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1-25.
- With, K.A. & King, A.W., 1999. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology* 14: 73–82.

## **Capítulo IV**

---

### **Conclusão Geral**

### *Aspectos relacionados à perda e a configuração do habitat*

Nossos resultados apontam para influências distintas da porcentagem de habitat remanescente e da configuração de acordo com a escala analisada, *i.e.* ambos os processos são escala dependente. Além disso, apontam que nas “escalas de manejo”, a porcentagem de habitat pode afetar a influência das variáveis de configuração sobre as variáveis ecológicas. Em quantidades de habitat reduzidas, os aspectos de configuração relacionados ao tamanho do fragmento apresentam importância relativa maior na descrição das características da comunidade de aves; enquanto em porcentagens de habitat maior, as variáveis de conectividade apresentam maior importância. Tais características devem ser levadas em conta quando na formulação de políticas e/ou ações de compensação ambiental e manejo para a conservação. Ademais, apesar da estreita relação de ambos os processos (Gustafson & Parker, 1992; Andrén, 1994; Venier & Fahrig; 1996), paisagens reais podem apresentar uma separação dos efeitos de quantidade de hábitat e fragmentação (ou configuração), devido às peculiaridades da conversão de hábitat das diferentes regiões. Tais questões ainda não foram exploradas em paisagens reais, e podem abrir novos horizontes nas questões relacionadas à perda e fragmentação de hábitat.

### *Perspectivas para a conservação no Estado de São Paulo*

As áreas de mata do estado de São Paulo podem ser divididas basicamente em três regiões, excluindo-se o litoral, que em sua porção norte é muito reduzido e na parte sul apresenta características peculiares, tanto sociais quanto ambientais e por tanto devem ser tratadas de forma diferenciada (Fig. 1). Estas três regiões, que merecem atenção especial com relação a



sua conservação, são: i) as Serras costeiras (Serra do Mar e Serra de Paranapiacaba); ii) o Planalto Atlântico, incluindo-se a região do vale do Paraíba; e iii) as áreas mais planas do interior.

Estas regiões possuem cada qual uma identidade de ocupação humana, que é refletida na quantidade e configuração de seus remanescentes e no dinamismo temporal destes fatores. Na região das Serras, devido ao seu relevo particularmente íngreme, a ocupação humana foi dificultada e atualmente encontra-se largamente protegida em parques ou outras formas de unidades de conservação (entre eles: Área de Preservação Ambiental da Serra do Mar, Parque Estadual da Serra do Mar, Parque Estadual Carlos Botelho, Parque Estadual Intervales e Estação Ecológica Xitué). Trata-se de uma faixa bastante estreita que se distribui paralela à costa, o que confere uma forma alongada aos parques dessa região. A região das Serras é um dos últimos conjuntos de Mata Atlântica contínuo (juntamente com Foz do Iguaçu, ver Introdução Geral) e pode ser considerada uma região de importância singular na geração de propágulos para as regiões adjacentes, em especial para a região do Planalto Atlântico e do interior do estado como um todo.

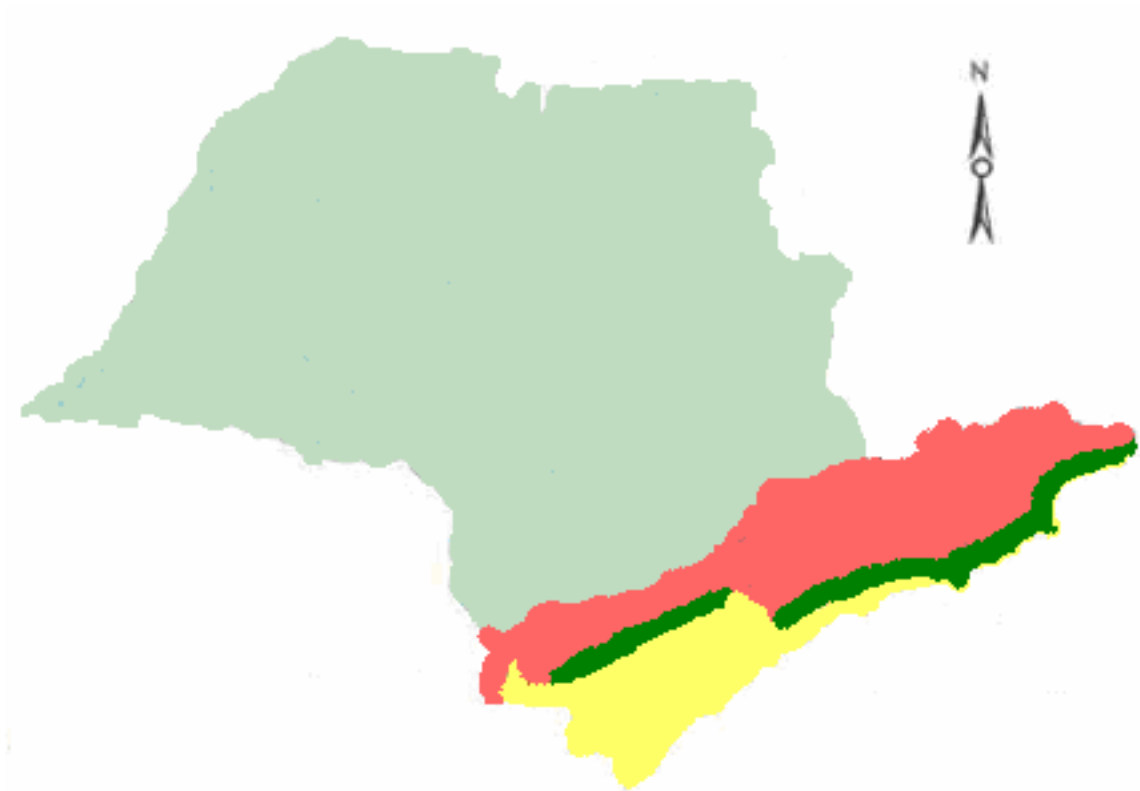
A região planáltica, justo adjacente às regiões serranas, provavelmente também devido a características de relevo, apresenta ocupação particular e característica. Nela predomina as pequenas propriedades de agropecuária, sendo a horticultura especialmente dominante próxima dos grandes centros urbanos, enquanto a pecuária é também importante nas regiões mais afastadas.

As diferenças entre planalto e depressão (aqui utilizada como sinônimo às áreas planas do interior) são claras. As regiões mais planas do interior são em geral

caracterizadas por grandes propriedades, facilitadas pela possibilidade de mecanização da agricultura e pelo fomento do agronegócio, fruto de monocultura, amplamente fomentada pelos governos estadual e federal nas últimas décadas.

Estas diferentes ocupações do solo refletem na quantidade e na configuração do habitat remanescente e no seu dinamismo. Enquanto nas regiões de Serra, uma grande quantidade de mata é conservada, de forma relativamente contínua, as regiões de planalto são em geral fragmentadas numa forma bastante dendrítica, influenciadas pelos cursos d'água e pelo relevo bastante acidentado. Nela existem fragmentos de diferentes tamanhos e graus de conectividades e em geral imersos em paisagens com quantidades de mata mediana (~ 30% em retângulos 10 000 hectares, como os por nós amostrados, ou em células de 5 X 5 km, Fig. 2). Finalmente, a região de áreas planas do interior do estado encontra-se com cobertura florestal bastante reduzida, com fragmentos de diferentes tamanhos, porém, em geral, em situações de conectividade bastante reduzidas.

Desta maneira, nossos resultados sugerem que as regiões do interior do estado, em situações de menor quantidade de mata, devem apresentar valores de riqueza e abundância de espécies florestais mais relacionadas ao tamanho do fragmento; enquanto as regiões de planalto apresentariam valores mais relacionados à conectividade destes remanescentes, incluindo-se aí, ligações às áreas contínuas de matas nas serras.

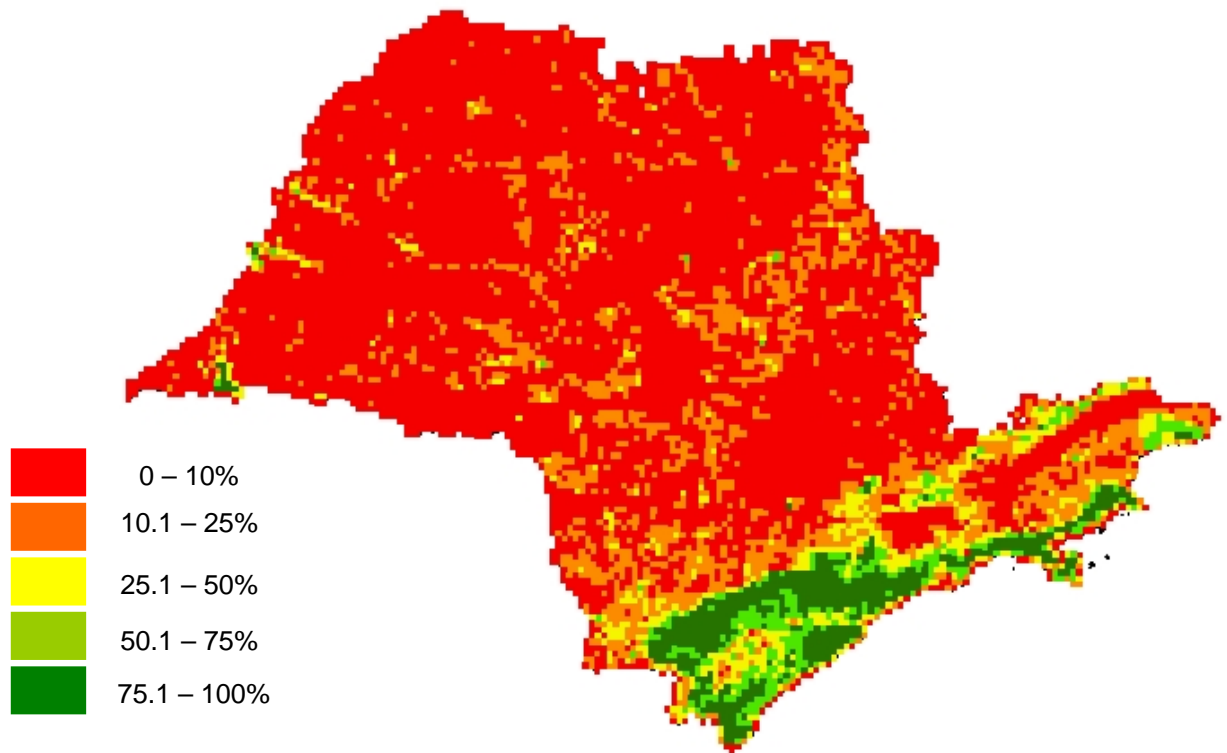


**Figura 1.** Regiões do Estado de São Paulo com características similares de quantidade de habitat e de configuração. Azul – áreas planas do interior, vermelho – Áreas de planalto, verde – Áreas de Serra, onde se concentram os parques estaduais, amarelo – áreas litorâneas.

Desta maneira, nossos resultados sugerem que as regiões do interior do estado, em situações de menor quantidade de mata, devem apresentar valores de riqueza e abundância de espécies florestais mais relacionadas ao tamanho do fragmento; enquanto as regiões de planalto apresentariam valores mais relacionados à conectividade destes remanescentes, incluindo-se aí, ligações às áreas contínuas de matas nas serras.

As políticas para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas devem considerar tais características quando na definição de políticas para conservação da

biodiversidade ou para minimização de impactos de origem humana. A região das Serras e/ou grande fragmentos devem ser consideradas como áreas fonte, e o aumento da conectividade nas regiões de planalto, especialmente nas regiões mais próximas das serras, deve ser uma prioridade nas políticas de manejo, seja através da recomposição de corredores, em especial ciliares, ou da diminuição das distâncias entre manchas de mata (< 30 m). Nas regiões do interior, onde os fragmentos encontram-se mais distantes entre si, o incremento da conectividade entre fragmentos de tamanho reduzido e fragmentos grandes deve ser considerado, sendo que nestes casos, os fragmentos de maior tamanho serviriam como áreas fontes de indivíduos. Contudo, tendo em vista que as possibilidades de recolonização são reduzidas, pela grande distância entre fragmentos e pela total ausência de estruturas de ligação, atividades de translocação de indivíduos podem ser consideradas, após o manejo para o acréscimo de área e de recursos. Tais atividades podem fazer uso de indivíduos retirados de áreas a serem desmatadas, como por exemplo, para o enchimento de reservatórios.



**Figura 2:** Proporção de habitat no Estado de São Paulo em células de 5 km.

Fonte: Ribeiro, M.C. & Metzger, J.P. dados não publicados. Baseado SOS Mata Atlântica / INPE 2002.

### *O uso da modelagem para o manejo de paisagens fragmentadas*

A modelagem de variáveis tanto em escalas de paisagem, quanto em escalas locais de estrutura de habitat, é fundamental para a elaboração de ações de manejo que visem a conservação da biodiversidade, pois nos permitem prever os resultados das ações empregadas, possibilitando a seleção das alternativas. Além disso, são essenciais para se entender sistemas dinâmicos e sintetizar o conhecimento atual, nos permitindo desenvolver

também um arcabouço teórico, além de um simples acúmulo de dados empíricos (Fall & Fall, 2001). Tais técnicas são largamente empregadas em outras partes do globo, como no Canadá (Kimmins, 1999; James *et al.*, 2005; O'Brien *et al.*, 2006; Didion *et al.*, 2007; Fall *et al.*, 2007; Natural Resources Canada, 2008; entre outros), Estados Unidos (Voinov & Costanza, 1999; Voinov *et al.*, 1999; He *et al.*, 2005; entre outros), Europa e Austrália (ANZLIC 2008). Diversas ferramentas de processamento, análise de dados e simulação são constantemente desenvolvidas, como ambientes de programação entre eles o SELES (Fall & Fall, 2001) e o R (R-project), ou mesmo softwares como o RAMAS-GIS (RAMAS-GIS 5.0).

Recentemente, as técnicas empregadas na modelagem de sistemas ecológicos têm sido exploradas com maiores detalhes no Brasil (tanto em escalas de paisagem: por ex. revisão em Metzger *et al. in press.*; esta dissertação; quanto em escalas locais, modelagem de hábitat: por ex. Hasui *et al. in press.*, entre outros), e seu potencial para o manejo de áreas para a conservação vêm ficando mais claro para os pesquisadores de maneira geral. Ademais, ferramentas para a execução de tais simulações, tanto de sensoriamento remoto quanto de análises, vêm tornando-se mais acessíveis, além é claro dos dados biológicos necessários para as simulações.

Tais conhecimentos e ferramentas devem ser utilizados em uma perspectiva de manejo adaptativo (Holling, 1978; Walters, 1986; 1997; Walters & Holling, 1990; número especial da *Ecology and Society*, 1999), onde a coleta de dados e a modelagem trabalham integradas em um ciclo onde exista um sistema de retro-alimentação. O maior desafio é balancear a inclusão de complexidade nos modelos na tentativa de representar a

heterogeneidade espacial, de forma a possibilitar entendimento, generalizações e previsões da influência de padrões de paisagem em processos ecológicos (Metzger *et. al.*, *in press*).

Desta maneira, estudos de modelagem em diferentes escalas são essenciais para o planejamento da ocupação humana, para o manejo de paisagens voltado à conservação e para o entendimento de impactos ambientais, sendo assim, peça-chave em estudos de diagnóstico ambiental, planos de manejo e em estudos de impacto ambiental. Neste contexto, a escala da paisagem é particularmente importante, uma vez que as interferências antrópicas em geral impactam processos nesta escala, como os efeitos da perda e da fragmentação do hábitat, e é em geral a escala onde as políticas de manejo podem ser mais facilmente aplicadas.

Contudo, por mais que as ferramentas de modelagem e de coleta de dados evoluam, e que o conjunto de dados empírico cresça enormemente, e nós consigamos utopicamente modelar e desenvolver políticas e ações de manejo onde todas as espécies e/ou unidades evolutivas existentes hoje no planeta sejam preservadas, através do uso de paisagens mais ou menos manejadas, ainda assim persistirá a nossa dependência enquanto seres humanos, de grandes extensões de matas maduras e não manejadas. Esta necessidade pode ser contemplativa, espiritual, de lazer ou de qualquer outra origem e deverão ser “incorporadas aos modelos” urgentemente, antes que seja muito tarde e as necessidades da nossa espécie não sejam atingidas.

## **Bibliografía**

- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - A Review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- ANZLIC, 2008. Landscape Modelling for Natural Resource Assessments. Department of Land and Water Conservation (DLWC). New South Wales.
- Didion, M., Fortin, M-J. & Fall, A., 2007. Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: A landscape level sensitivity analysis. *Ecological Modelling*: 45-58.
- Ecology and Society 1999. Número especial sobre manejo adaptativo  
<http://www.ecologyandsociety.org/viewissue.php?sf=3>
- Fall, A., & Fall. J., 2001. A Domain-Specific Language for Models of Landscape Dynamics. *Ecological Modelling* 141: 1-18.
- Fall, A, Fortin, M-J., Manseau, M. & O'Brien, D., 2007. Assessing Habitat Connectivity using Spatial Graph Theory. *Ecosystems* 10: 448-461.
- Gustafson, E.J. & Parker, G.R., 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7: 101-110.
- Hasui, E., Gomes, V.S.M. & Silva, W.R. Effects of Vegetation Traits on Frugivorous Birds Habitat Preferences in Atlantic Rainforest. *Biotropica*: *in press*.
- He, H.S.; Li, W., Sturtevant, B.R., Yang, J., Shang, B.Z., Gustafson, E.J. & Mladenoff, D.J., 2005. LANDIS 4.0 Users Guide.
- Holling, C. S. (Ed.) 1978. Adaptive Environmental Assessment and Management. Chichester: Wiley.



- James, P., Rayfield, B., Fall, A., Fortin, M-J. & Farley, G., 2005. Reserve network design combining spatial graph theory and species' spatial requirements. *Geomatica*, 59: 121-129.
- Kimmins, J.P., 1999. Biodiversity, beauty and the Beast - are beautiful forests sustainable, are sustainable forests beautiful, and is "small" always ecologically desirable? *The Forestry Chronicle* 75: 955-960.
- Kronka, F.J.N.; Nalon, M.A.; Matsukuma, C.K.; Kanashiro, M.M.; Ywane, M.S.S.; Pavão, M.; Durigan, G.; Lima, L.M.P.R.; Guillaumon, J.R.; Baitello, J.B.; Borgo, S.C.; Manetti, L.A.; Barradas, A.M.F.; Fukuda, J.C.; Shida, C.N.; Monteiro, C.H.B.; Pontinha, A.A.S.; Andrade, G.G.; Barbosa, O. & Soares, A.P. 2005. Inventário florestal da vegetação do Estado de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Instituto Florestal. Ed. Imprensa Oficial, 200p.
- Metzger, J.P., Fonseca, M.A., Oliveira-Filho, F.J.B.de, & Martensen, A.C.. O uso de modelos em Ecologia de Paisagens. *Megadiversidade*, *In press*.
- Natural Resources Canada, 2008. <http://canadaforests.nrcan.gc.ca/articletopic/122> Último acesso 27/1/2008.
- O'Brien, D., Manseau, M., Fall, A. & Fortin, M-J., 2006. Testing the importance of spatial configuration of winter habitat for woodland caribou: An application of graph theory. *Biological Conservation*, 130: 70-83.
- R Development Core Team, 2007. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>. - Último acesso 28/1/2008.

- RAMAS-GIS 5.0 - <http://www.ramas.com/index.htm> - Último acesso 28/1/2008.
- Venier, L.A. & Fahrig, L., 1996. Habitat availability causes species abundance-distribution relationship. *Oikos* 76: 564–570.
- Voinov A., Costanza, R., Wainger, L., Boumans, R., Villa, F., Maxwell, T. & Voinov, H., 1999. Patuxent Landscape Model: Integrated Ecological Economic Modeling of a Watershed. *Environmental Modelling & Software Journal*: 14: 473-491.
- Voinov, A. & Costanza, R. 1999. Landscape modeling of surface water flow: 2. Patuxent case study. *Ecological Modelling* 119: 211-230.
- Walters, C., 1986. Adaptive management of renewable resources. MacMillan, New York, New York, USA.
- Walters, C., 1997. Challenges in adaptive management of riparian and coastal ecosystems. *Conservation Ecology* 1:1 <http://www.consecol.org/vol1/iss2/art1> - Último acesso 28/1/2008.
- Walters, C. J., & Holling, C.S., 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71: 2060-2068.

## **ANEXO – Artigo referente ao Capítulo I**

### **Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation**

Alexandre C. MARTENSEN<sup>1,\*</sup>, Rafael G. PIMENTEL<sup>1</sup>, Jean Paul METZGER<sup>1</sup>

<sup>1</sup> – Department of Ecology, Bioscience Institute, University of São Paulo, Rua do Matão, 321, travessa 14, 05509-900, São Paulo, SP, Brazil.

\* – Corresponding author: [acm@ib.usp.br](mailto:acm@ib.usp.br) , Phone: +55 11 30917600, Fax: +55 11 30918096



## **Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation**

### **5 Abstract**

It is known that large fragment sizes and high connectivity levels are key components for maintaining species in fragments, however, their relative effects are poorly understood, especially in tropical areas. In order to test these effects, we built models for explaining understory birds occurrence in a fragmented Atlantic Rain Forest landscape with

10 intermediate habitat cover (31%). Data from over 9 000 mist-net hours from 17 fragments differing in size (2 to 175 ha) and connectivity (considering corridor linkages and distance to nearby fragments) were ranked under a model selection approach. A total of 62 species were recorded. Species richness and abundance were mainly affected by connectivity

15 indices that consider the capacity of species to use corridors and/or to cross short distances up to 30 m through the matrix. Bird functional groups were differently affected by area and connectivity: while terrestrial insectivores, omnivores and frugivores were affected by both area and connectivity, the other groups (understory insectivores, nectarivores, and others) were affected only by connectivity. In the studied landscape, well connected fragments can

20 sustain an elevated number of species and individuals. Connectivity gives the opportunity for individuals to use multiple fragments, reducing the influence of fragment size. While preserving large fragments is a conservation target worldwide and should continue to be, our results indicated that connectivity between fragments can enhance the area functionally

connected and is beneficial to all functional groups and therefore should receive higher conservation priority.

25 *Key-words:* fragmentation, corridors, functional connectivity, functional area, Atlantic forest.

## 1. Introduction

30 Habitat loss and fragmentation are pointed as main threats to biodiversity conservation  
(Wilcox and Murphy, 1985; Fahrig, 2003). These two processes create landscapes where  
fragments are relatively small and poorly connected (With, 1997; Fahrig, 2003). In these  
situations, fragment size and landscape connectivity are suggested as key structural features  
influencing species persistence (Fahrig and Merriam, 1985, 1994; Taylor et al., 1993;  
35 Hanski and Simberloff, 1997; Metzger and Décamps, 1997; Beier and Noss, 1998;  
Metzger, 2000; Antongiovanni and Metzger, 2005). Fragment size is considered to be  
related to population size, and thus is associated with the extinction probability in a given  
patch (Temple and Cary, 1988; Roth and Johnson, 1993; Jules, 1998; but see Debinski and  
Holt, 2000; Bowman et al., 2002). Landscape connectivity, which is a measure of the  
40 capacity of the landscape to facilitate biological flows among habitat patches (for a  
complete discussion of this terminology, see Fischer and Lindenmayer, 2007), is related  
with (re)colonization (Fahrig and Merriam, 1985; Hanski and Simberloff, 1997; Franken  
and Hik, 2004) and rescue effects (Brown and Kodrick-Brown, 1977), key processes  
determining population maintenance in fragmented landscapes (Fahrig and Merriam, 1985;  
45 Hanski and Simberloff, 1997; Fahrig, 2003; Ewers and Didham, 2006; Fischer and  
Lindenmayer, 2007).

Few studies have compared the relative importance of connectivity and fragment  
size for the maintenance of species in fragmented landscapes (Turner, 1996; Ewers and  
Didham, 2006). Usually, fragment size is the most significant predictor of species richness  
50 for all taxa, and connectivity is only a secondary predictor (Drinnan, 2005). However, there

are situations where connectivity is as important as or even more important than size, especially for small fragments situated near large fragments (Metzger, 2000) or when inter-habitat matrix permeability is high (Pardini, 2004; Faria et al., 2006). Some authors argued that below a 30% habitat cover threshold, habitat configuration, i.e. the spatial distribution of habitat in the landscape, including its structural connectivity, becomes particularly relevant for the species persistence in the landscape (Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Radford et al., 2005). It has also been hypothesized that connectivity can modulate species-area relationships (Bender and Fahrig, 2005; Ewers and Didham, 2006; Metzger, 2006). Apparently, in less connected landscapes, the loss of species with fragment area reduction is intensified when compared with well connected landscapes (Metzger, 2006).

To address these problems and to provide a more concrete support for management and conservation actions, in this study we analyzed the relative effects of patch size and connectivity for the understory bird community richness and abundance in a fragmented Atlantic Rain Forest region. Particularly, we considered three sets of hypotheses: i) higher importance of area; ii) higher importance of connectivity; and iii) importance of both aspects. We discuss the implications of our results for biodiversity conservation not only for the Atlantic Rain Forest but also for other regions.

## **2. Methods**

### **2.1 Study area**

The studied landscape has 10 063 ha (SW 47° 07'27'' 23° 47'12'' and NE 47° 02'10'' 23° 40'47'') and is located in the crystalline Plateau of Ibiúna (Ponçano et al., 1981), state of São Paulo, south-eastern Brazil (see localization figures in Pardini et al, 2005; Uezu et al.,



2005). This is part of the Atlantic Rain Forest, one of the most rich (Myers et al., 2000) and  
75 threatened region of the world, where less than 8% of the original vegetation cover is left  
(Myers et al., 2000; SOS Mata Atlântica/INPE, 2002). Altitude ranges from 850 to 1100 m  
asl and the climate type is temperate warm and rainy (Köppen, 1948). The mean monthly  
temperature varies from 17°C to 22°C. The average annual rainfall is around 1 340 mm,  
with monthly means ranging from 60 to near 200 mm (Metzger et al., 2006).

80 The original forest in the region is defined as a transition between the highly humid  
coastal forests and the drier forests of the interior of São Paulo (Catharino et al., 2006). It  
is classified as a Lower Montane Rainforest (Oliveira-Filho and Fontes, 2000). The most  
common tree families are Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae “*sensu lato*” and Rubiaceae  
(Bernacci et al., 2006; Catharino et al., 2006; Durigan et al., in press).

85 Forest at an intermediate to advanced stage of succession (dense arboreal vegetation  
with canopy height > 10 - 15 m, and occasional to frequent emerging species > 25 m)  
corresponds to 31% of the landscape and is distributed in 358 fragments. Natural vegetation  
in early stages of succession (low arboreal vegetation, < 8 m high, and/or shrub-arboreal  
formation) covers additional 17% of the landscape. Horticultural properties, pastures and  
90 abandoned fields correspond to 36% of the landscape, and human settlements and other  
types of more intense human occupations cover 16% of the area.

## 95 2.2 Study fragments

A total of 17 fragments varying in size from 1.95 to 175.09 ha were sampled. Selection of fragments in each size class (< 5 ha; 10-40 ha; > 50 ha) was done randomly in order to cover a large fragment size range and presenting different connectivity degrees. Only fragments with similar forest structure (intermediate to advanced successional stages),  
100 without severe disturbance (such as understory cleaning or cattle use) and with similar surrounding matrix permeability for bird species were considerate.

### *2.3 Bird survey*

Birds are one of the most studied taxonomic group in the Atlantic Rain Forest (Brooks and  
105 Balmford, 1996; Goerck, 1997; Marini and Garcia, 2005). In the present study, we considered the understory bird community. Mist-nets were used mainly because of their suitability for comparisons, since they are less influenced by observer-bias, they minimize identification errors, and they allow marking individuals for detection of movements through recaptures (Karr, 1981; Pearman, 2002).

110 At each fragment we set up a trail of 120 m of mist-nets. They were located at least 50 m from the nearest forest edge (except in some small fragments, where this was not possible), and in similar relief, luminosity and vegetation structure conditions. We used 10 mist-nets placed from the ground level up to 2.5 m of height (12 x 2.5 m, 36 mm mesh). The sampling effort was approximately 533 net-hours per fragment (standard deviation <  
115 10 net-hours), evenly distributed in the dry and wet seasons of 2001 and 2002. We opened the nets at sunrise ( $\approx$  06:00) and closed it at sunset or mid-day. All captured birds were marked with numbered metal tags.

#### 2.4 *Dependent variables*

120 Since sampling efforts were similar at all fragments, we analyzed differences among  
fragments based on total species richness (observed number of species) and abundance  
(number of individuals captured). We also divided the bird species into functional groups.  
The division was based on sensitivity to human disturbance (low, medium and high  
sensitivity; Stotz, 1996) and diet and habitat use (Willis, 1979; Table 1).

125

#### 2.5 *Area and connectivity indices*

Aerial photograph from April 2000, on a scale of 1:10,000, were used to map forest cover  
(accuracy > 88%; Silva et al. 2007) and to calculate landscape metrics. For the purpose of  
this study, we defined corridors as linear forest structures measuring  $\leq 100$  m of width. The  
130 studied corridors ranged from 25 to 100 m in width and from 50 to 1071 m in length. The  
area of the fragment (*AREA*) was then measured without considering the corridors.

Landscape connectivity has been measured in different ways and this has led to  
confusions and different interpretations (Tischendorf and Fahrig, 2000; Fischer and  
Lindenmayer, 2007). We opted to measure connectivity in a multi-scale approach  
135 considering the capacity of the species to use corridors and to cross the inter-habitat  
matrix. These measurements were done using the graph theory (Gross and Yellen, 1999).  
This theory is becoming popular in ecology where it has being used to define clusters of  
functional linked fragments (Keitt et al., 1997; Urban and Keith, 2001). Connectivity was  
measured for each studied fragment and was defined as the area of forest linked according

140 to six different rules: the area of forest linked by corridors, not considering the area of the focal fragment, but including corridor area (*CA00*); the area of forest surrounding the focal fragment that can be reached crossing 10 m of matrix (*CA10*); and similarly for the other linkage distances (*CA20*, *CA30*, *CA40* and *CA50*). Fifty meters was the maximum used linkage distance considered because most of the understory species would not cross more  
145 than 50 m of open vegetation (Awade and Metzger, 2008) and larger distances would clump most of the fragments together (Uezu et al., 2005).

In a preliminary analyzes we found that connectivity by corridors and by gap-crossing presented distinct patterns from fragment to fragment. Besides the intrinsic relation of these variables in natural landscapes they varied somehow independently of  
150 *AREA* (Spearman correlation between *AREA* and *CA00* to *CA50* were respectively 0.63, 0.45, 0.35, 0.51, 0.39, 0.04). This indicates that we could analyze *AREA* and connectivity variables independently.

### *2.6 Vegetation structure quantification*

155 To control for variations in vegetation structure between the studied fragments, we quantified foliage stratification in 26 points along each mist-net line. In each point, we recorded the vegetation cover inside an imaginary cylinder of 30 cm of diameter from the ground level to the canopy. The average frequencies of foliage at different heights were then considered in a principal component analysis (PCA). The first three PCA axes  
160 correspond to 61.85% of the data variation (respectively 31.23%, 17.18% and 13.44%). Spearman correlation analyzes of these three axes with *AREA* and connectivity indices

were not significant ( $p > 0.05$ ) and presented low correlation values ( $< 0.50$ ). Variation in forest structure was thus considered as homogeneous throughout fragments or cluster of linked fragments with different sizes, allowing testing the effects of size and connectivity independently of the forest structure.

### 2.7 Data analyses

We opted to use a model selection framework since this approach is considered more appropriate for complex observational experiments than traditional null hypothesis testing (Burnham and Anderson, 1998). The obtained results, a rank of the suitability of the pre-existing models, can be understood as an approximation of the explainable information in the empirical data.

For each dependent variable (total species richness, total bird abundance, and richness and abundance of each functional group) we built 13 models. These models contained different combinations of the independent variables:

- $DV = a + flog\_AREA + flog\_CA_{xx} + \varepsilon$
- $DV = a + flog\_AREA + \varepsilon$
- $DV = a + flog\_CA_{xx} + \varepsilon$

where:  $DV$  = dependent variable;  $a$  = intercept;  $AREA$  = area of the fragment,  $CA_{xx}$  = fragment connectivity for a  $xx$  linkage distance ( $xx = 00$  to  $50$  m); and  $\varepsilon$  = error following a Poisson distribution.

The models were transformed to the log scale (log of the variable + 1) in order to allow analysis with linear models. The best fit models were obtained by likelihood with Poisson error distribution with the General Linear Model (GLM) package in R 2.3.1.

185 To compare the 13 models, we used the Akaike Information Criterion (AIC, Burnham and Anderson 1998) with the small sample correction (AICc) proposed by Hurvich and Tsai (1989), generating a rank from the best to the worst model. We also used the AICc weight ( $w_i$ ), which is the selection probability of a given model in the cases of re-sampling the available data (Akaike, 1979). The evidence ratio ( $w_{AICc\_max}/w_{AICc\_i}$ )  
190 was used to visualize differences between models.

We cautiously prevented for multicollinearity and auto-correlation problems by avoiding the use of variables that were found highly correlated (for example two connectivity variables in the same model), as well as by avoiding the use of spatial auto-correlated data. We inspected for spatial dependence with Mantel tests (Mantel, 1967),  
195 using Sorensen distance for the biological (species or functional group abundance data) and Euclidian distances for geographical matrix data. After 1000 permutations in PC-ORD 4.14 (McCune and Mefford, 1999), all the tested variables presented low and non-significant correlation values.

## 200 **3. Results**

### *3.1 Community structure*

A total of 62 species were recorder during 9 137 net/hours of sampling at the 17 fragments. Observed species richness and abundance per site varied considerably, both for all species and within each of the functional groups (Table 1).

### 205 3.2 Community models

The three best models to explain total community richness with evidence ration  $< 1.5$  summed 51% of the  $wAIC$  and contained only connectivity variables by short linkage distances ( $\leq 20$  m) and corridor connections (Table 2). *AREA* was only included in the sixth best model, however, together with a connectivity metric. *AREA* alone was the eleventh best model to explain variation in richness with low support (evidence ration  $> 7$ ) and  $wAIC$  (3%). Models that include both *AREA* and connectivity variables accounted for 24% of the  $wAIC$ , while the ones only with connectivity variables accounted for 73% of the  $wAICc$ .

For abundance, a single model containing connections through corridors (*CA00*) was supported far better than others (Table 3). The second best model presented again the corridor variable, this time together with *AREA*. *AREA* alone was only the eleventh best model, with very low evidence ratio, only better than the models with longer linkage distances.

### 220 3.3 Sensitivity by functional groups

The richness of most functional groups followed the general trend and was best explained by connectivity indices through short distances ( $< 30$  m; Table 4). Only edge species showed stronger relationships with longer distance linkages, and the trunk and twig

insectivores with corridors. Omnivores, frugivores and seed eaters from lower strata were  
225 the unique group to be more sensitive to the *AREA* of the fragment than to connectivity  
indices (Table 4; see supplementary material for a full table result). For abundance, a  
different trend was observed: four groups were particularly sensitive to a combination of  
*AREA* with a connectivity index, and three to the linkage by corridors (Table 4 and  
230 supplementary material). Only connectivity indices were selected in the best models for  
five of the nine functional groups.

#### **4. Discussion**

##### *4.1 Relative importance of connectivity and area*

Contrary to the expected from the literature, connectivity was more important than  
235 fragment area in predicting community and functional group richness. Landscapes with  
high connectivity, where fragments are close to each other and/or linked by corridors,  
provide the possibility for birds to use more than one fragment to obtain the necessary  
resources to survive, in daily or occasional movements (Andrade and Marini, 2001). Such  
landscape complementation (*sensu* Dunning et al., 1992) should result in larger re-  
240 colonization rates (Levins, 1969; Fahrig and Merriam, 1985; Hanski and Simberloff, 1997;  
Franken and Hik, 2004) and rescue effects (Brown and Kodrick-Brown, 1977), maintaining  
larger populations and richer communities, even in relatively small fragments. In this high  
connectivity condition, the area of habitat available is therefore not the fragment area but  
the total area of the fragments that are functionally connected.



245           The landscape connectivity can possibly explain when fragment area is an  
important factor acting on species richness and abundance. In the Atlantic Forest, all  
evidences of a positive relationship of species richness with fragment size were obtained in  
landscapes with highly isolated fragments (Willis, 1979; Christiansen and Pitter, 1997;  
Machado and Fonseca, 2000; Ribon et al., 2003), while no clear relationships were  
250 observed in a study in the Espírito Santo where the connectivity was elevated (Marsden et  
al., 2001).

          Furthermore, connectivity provided by short movements in the matrix ( $\leq 30$  m) and  
by corridors were particularly more effective to explain community variation than  
connectivity provided by larger linkage distances. Models that use long linkage distances  
255 variables were only important to explain results obtained for edge species, which are  
known as able for using and crossing matrix, are less affected by loss of forest quality, and  
thus, are less affected by fragmentation (Willis, 1979; Stouffer and Bierregaard, 1995).  
These results are supported by empirical evidence produced by play-back induced gap-  
crossing experiment in the same region, which suggested that for more sensitive understory  
260 bird species, gap crosses of 40 m through non-forest habitats are avoided (Awade and  
Metzger, 2008). When crossing larger gaps, birds tend to use stepping-stones, as isolated  
trees in the agricultural matrix (Boscolo et al., in press). Previous studies also demonstrated  
that daily movements could be inhibited by open areas of 50 to 75 m (Laurance and  
Gómez, 2005), and even shorter gaps, as road interruptions, can prevent bird movements  
265 (Develey and Stouffer, 2001). Theoretically, as gap size increases, connectivity decreases  
(Hanski, 1994; Haddad, 1999).

The importance of corridors was particularly high for species with low capacity to move through the matrix: the species moderately to sensitive to human disturbances, the understory insectivores and especially the trunk and twig insectivores. These species are considered as sensitive to habitat fragmentation (Willis, 1979; Aleixo and Vielliard, 1995; Soares and Anjos, 1999; Anjos, 2001). They were mainly affected in their abundance, suggesting that corridors act directly in increasing fragment size or facilitating daily movements, maintaining populations by rescue-effect, what do not influence richness but influences abundance. For these species, crosses throughout longer distances of open habitat would be infrequent (Boscolo et al., in press; Hansbauer et al., in press), thus insufficient for sustaining higher abundances rates. Corridor use was previously detected as a relevant factor for understory species (Anjos, 2001; Uezu et al., 2005), suggesting that both aspects, area and connectivity, could be important for these species conservation (Anjos, 2001).

The unique group to be more affected by area than by connectivity was the omnivore/frugivore group. The importance of area for those species was registered previously (Willis, 1979; Ribon, 2003), and can be explained by the fact that resources for those species tend to be temporally and spatially aggregated, and thus less frequent in smaller patches (Willis, 1979; Levey, 1988; Loiselle and Blake, 1991; McCarty et al., 2002). While large frugivorous from the upper canopy can obtain such patchy resources by having larger dispersal capacities, thus being capable of crossing large open areas (Anjos, 2001; Pizo, 2001), the studied understory species, such as *Schiffornis virescens* and *Mionectes rufiventris*, present a lower movement capacity, thus being more affected by

fragment area (Willis, 1979; Ribon, 2003). The abundance of terrestrial insectivorous was  
290 also affected by fragment area. This group is considered as one of the most sensitive bird  
group to habitat fragmentation worldwide (Kattan et al., 1994; Borges and Stouffer, 1999;  
Beier et al., 2002; Sekercioglu et al., 2002; Watson et al., 2004) and in the Atlantic Rain  
Forest region (Willis, 1979; Aleixo and Vielliard, 1995; Ribon, 2003; Anjos, 2004),  
especially because of their low dispersal capacity. Thus, besides the higher importance of  
295 connectivity for most species, some groups were also affected by the size of the fragment,  
especially in their abundance, suggesting that the preservation of large size fragments  
should also be a target in order to preserve these species.

#### *4.2 Conservation implications*

300 Connectivity, either provided by corridors and/or by crossing small gaps between  
fragments, appears as a key element in the studied landscape, allowing species to explore  
the mosaic in different ways, permitting their maintenance in this landscape and in  
fragmented landscapes in general. Our results suggest a larger importance for connectivity  
over size of the fragment. This pattern can be particularly relevant in the studied  
305 conditions, where habitat cover is at an intermediate amount in the landscape (31%), and  
where fragments are separated by small distances and several fragments are linked by  
corridors. It is expected that in landscapes where fragments are more isolated, patch size  
would have a larger importance (Marini, 2001). From our and previous results, it is  
expected that relative effects of fragment size and connectivity would vary according to the  
310 amount of habitat. In landscapes with an intermediate proportion of habitat, connectivity

would appear as the best predictor of bird abundance and richness, while in landscapes with a low amount of habitat, fragment size would probably be a better predictor. These results do not support a fragmentation threshold (Fahrig, 2003), because it suggests that configuration (including connectivity) would be particularly important at an intermediate  
315 amount of habitat (around 30%), and not in conditions with lower habitat cover.

Furthermore, the relative importance of area and connectivity will also vary according to the capacity of the species to move through the matrix, *i.e.* when their capacity is lower, the importance of the area of the fragment is higher, and vice-versa.

Several authors suggest as a “rule of thumb” for biodiversity conservation the  
320 selection of larger areas for preservation (e.g. Fahrig, 1997; Trzcinski et al., 1999). Large fragments should be a target, given their aptitude in preserving species of low dispersal capacity, larger area requirements and habitat demands; which are particular difficult to be preserved in this actual highly fragmented scenario of the Atlantic Rain forest. For some specialists groups, such as ground insectivorous and understory frugivorous/omnivorous,  
325 the size of the fragment is important and should be taken into account to preserve these species. However, our results suggest that connectivity is the key factor for the whole understory species persistence in the studied landscape. The short distance between fragments and the physical linkage through corridors allow the maintenance of a large number of species even in small fragments, because individuals are capable of using  
330 different fragments nearby or do occasional longer movements, maintaining marginal populations by rescue-effects or re-colonization. Therefore, conservation management actions and restoration programs in landscapes with intermediate amount of forest should

not only focus on large fragments, but also in promoting higher levels of connectivity among fragments, decreasing distances between them, and enhancing corridor connection.

335 This general conservation guideline is particularly important for landscapes where no large fragment is left, which is the most common situation in the Atlantic Rain Forest region.

### **Acknowledgements**

This work belongs to the “*Biodiversity conservation in fragmented landscapes at the*  
340 *Atlantic Plateau of São Paulo*” project and was supported by the State of São Paulo Research Foundation (FAPESP n. 99/05123-4) and by The National Council for Scientific and Technological Development (CNPq n. 69014416). We wish to thank the land owners for allowing us to work on their properties. Special thanks for all our many field assistants, without them field work would have been impossible. D. Tubelis, E. Hasui, P. S. Santos, P.  
345 I. Prado, R. Pardini, C. Souza, V. Simons and G. Pe’er commented earlier versions of the manuscript.

### **References**

- Akaike, H., 1979. A Bayesian extension of the minimum AIC procedure of autoregressive  
350 model fitting. *Biometrika* 66, 237-242.
- Aleixo, A., Vielliard, J.M.E., 1995. Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, SP. *Revista Brasileira de Zoologia* 12, 493-511.
- Andrade, R.D., Marini, M.A., 2001. Movement of birds in natural forest patches in southeast Brazil, in: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr., J.F., Straube, F.C, Ross, A.L.

- 355 (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias*. Editora UNISUL,  
Tubarão, pp. 125-136.
- Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes  
with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71, 355-366.
- Anjos, L. dos, 2001. Bird communities in five Atlantic Forest fragments in southern Brazil.  
360 *Ornitologia Neotropical* 12, 11-27.
- Anjos, L. dos, 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and  
anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira  
de Ciências* 76, 429 – 434.
- Antongiovanni, M., Metzger, J.P., 2005. Influence of matrix habitats on the occurrence of  
365 insectivorous bird species in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*  
122, 441-451.
- Awade, M., Metzger, J.P., 2008. Importance of functional connectivity to evaluate the  
effects of habitat fragmentation for three Atlantic Rainforest birds. *Austral Ecology*  
33, in press.
- 370 Beier, P., Noss, R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation  
Biology* 12, 1241-1252.
- Beier, P., Drielen, M.V., Kankam, B.O., 2002. Avifaunal collapse in West African forest  
fragments. *Conservation Biology* 16, 1097-1111.
- Bender, D.J., Fahrig, L., 2005. Matrix spatial structure can obscure the relationship  
375 between inter-patch movement and patch size and isolation. *Ecology* 86, 1023-  
1033.

- Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Arbocz, G., Catharino, E.L., Durigan, G., Metzger, J.P.,  
2006. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na  
região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúma, SP). *Revista do Instituto*  
380 *Florestal* 18, 121-166.
- Borges, S.H., Stouffer, P.C., 1999. Bird communities in two types of anthropogenic  
successional vegetation in Central Amazonia. *Condor* 101, 529-536.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J.P. Importance of inter-habitat  
gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*,  
385 in press.
- Bowman, J., Cappuccino, N., Fahrig, L., 2002. Patch size and population density: the effect  
of immigration behavior. *Conservation Ecology* 6(1): 9, [online] URL:  
<http://www.consecol.org/vol6/iss1/art9/>.
- Brooks, T., Balmford, A., 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380, 115.
- 390 Brown, J.H., Kodrick-Brown, A., 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of  
immigration on extinction. *Ecology* 58, 445-449.
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 1998. *Model Selection and Inference: a Practical  
Information-Theoretic Approach*. Springer-Verlag, New York.
- Catharino, E.L., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Durigan, G., Metzger, J.P. 2006.  
395 Aspectos da composição e diversidade do componente arbóreo das florestas da  
Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, SP. *Biota Neotropica* 6(2), [on line]  
URL: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00306022006>.

- Christiansen, M.B., Pitter, E., 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in Southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80, 23-32.
- 400 Debinski, D.M., Holt, R.D., 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14, 342-355.
- Develey, P.F., Stouffer, P.C., 2003. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15, 1416-1422.
- 405 Drinnan, I.N., 2005. The search for fragmentation thresholds in a southern Sydney suburb. *Biological Conservation* 124, 339-349.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J., Pulliam, H.R., 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65, 169-175.
- Durigan, G., Bernacci, L.C., Franco, G.A.D.C., Arbocz, G., Metzger, J.P., Catharino, E.L.
- 410 Similaridade florística entre fragmentos florestais no Planalto Atlântico, estado de São Paulo, Brasil. *Acta Botânica Brasílica*, in press.
- Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81, 117-142.
- Fahrig, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population
- 415 extinction. *The Journal of Wildlife Management* 61, 603-610.
- Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487-515.
- Fahrig, L., Merriam, G., 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66, 1762-1768.



- 420 Fahrig, L., Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8, 50–59.
- Faria, D., Laps, R.R., Baumgarten J., Cetra, M., 2006. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 15, 587-612.
- 425 Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology & Evolution* 22, 127-132.
- Franken, R.J., Hik, D.S., 2004. Influence of habitat quality, patch size and connectivity on colonization and extinction dynamics of collared pikas *Ochotona collaris*. *Journal of Animal Ecology* 73, 889-896.
- 430 Goerck, J.M., 1997. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic forest of Brazil. *Conservation Biology* 11, 112-118.
- Gross, J., Yellen, J., 1999. *Graph Theory and its Applications*. CRC Press, Florida.
- Haddad, N.M., 1999. Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications* 9, 612-622.
- 435 Hansbauer, M.M., Storch, I., Leu, S., Nieto-Holguin, J-P., Pimentel, R.G., Knauer, F., Metzger, J.P. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biological Conservation*, in press.
- Hanski, I., 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* 63, 151–162.
- 440

- Hanski, I., Simberloff, D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation, in: Hanski, I., Gilpin, M. (Eds.), *Metapopulation Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, London, pp. 5-26.
- 445 Hurvich, C.M., Tsai, C.L., 1989. Regression and time series model selection in small samples. *Biometrika* 76, 297-307.
- Jules, E.S., 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: trillium in old-growth forest. *Ecology* 69, 1645-1656.
- Karr, J.R., 1981. Surveying birds with mist nets, in: Ralph, C.J., Scott, J.M. (Eds.), *Studies in Avian Biology* No. 6. Cooper Ornithological Society. Allen Press Inc., Lawrence, 450 pp. 62-67.
- Catan, G.H., Alvarez-López, H., Giraldo, M., 1994. Forest fragmentation and bird extinctions: San Antonio eighty years later. *Conservation Biology* 8, 138-146.
- Keitt, T.H., Urban, D.L., Milne, B.T., 1997. Detecting critical scales in fragmented 455 landscapes. *Conservation Ecology* 1(1): 4, [on line] URL: <http://www.consecol.org/vol1/iss1/art4>.
- Köppen, W., 1948. *Climatologia*. Ed. Fondo Cultura Economica, Mexico City.
- Laurance, S.G.W., Gómez, M.S., 2005. Clearing width and movements of understory rainforest birds. *Biotropica* 37, 149-152.
- 460 Levey, D.J., 1988. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. *Ecological Monographs* 58, 251-269.

- Levins, R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15, 237-240.
- 465 Loiselle, B.A., Blake, J.G., 1991. Temporal variation in birds and fruits along an elevational gradient in Costa Rica. *Ecology* 72, 180-193.
- Machado, R.B., Fonseca, G.A.B., 2000. The avifauna of Rio Doce Valley, southeastern Brazil, a highly fragmented area. *Biotropica* 32, 914-924.
- Mantel, N., 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression  
470 approach. *Cancer Research* 27, 209-20.
- Mann, C.C., Plummer, M.L. 1993. The high cost of biodiversity. *Science* 260, 1868-1871.
- Marini, M.A., 2001. Efeitos da fragmentação florestal sobre as aves em Minas Gerais, in: Alves, M.A.S., Silva, J.M.C., Sluys, M.V., Bergallo, H.G., Rocha, C.F.D. (Eds.), *Ornitologia no Brasil: Pesquisa Atual e Perspectivas*. Editora Uerj, Rio de Janeiro,  
475 pp. 41-54.
- Marini, M.A., Garcia, F.I., 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19, 665-671.
- Marsden, S.J., Whiffin, M., Galetti, M., 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil.  
480 *Biodiversity and Conservation* 10, 737-751.
- McCarty J.P., Levey, D.J., Greenberg, C.H., Sargent, S., 2002. Spatial and temporal variation in fruit use by wildlife in a forested landscape. *Forest Ecology and Management* 164, 277-291.

- McCune, B., Mefford, M.J., 1999. Multivariate Analysis on the PC-ORD System, Version  
485 4. MjM Software, Gleneden Beach.
- Metzger, J.P., 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian  
tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10, 1147-1161.
- Metzger, J.P., 2006. Ecologia de paisagens fragmentadas. Habilitation thesis. University of  
São Paulo, São Paulo, Brazil.
- 490 Metzger, J.P., Décamps, H., 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in  
conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18, 1-12.
- 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), [on line] URL:  
495 <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000.  
Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Oliveira-Filho, A.T., Fontes, M.A.L., 2000. Patterns of floristic differentiation among  
Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 34,  
500 793-810.
- Pardini, R., 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest  
landscape. *Biodiversity and Conservation* 13, 2567-2586.
- Pardini, R., Souza, S.M., Braga-Neto, R., Metzger, J.P., 2005. The role of forest structure,  
fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity  
505 in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, 124, 253-266.

- Pearman, P.B., 2002. The scale of community structure: habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. *Ecological Monographs* 72, 19-39.
- Pizo, M.A., 2001. A conservação de aves frugívoras, in: Albuquerque, J.L.B., Cândido Jr., J.F., Straube, F.C, Ross, A.L. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: da Ciência às Estratégias*. Editora UNISUL, Tubarão, pp 49-60.
- 510
- Ponçano, W.L., Carneiro, C.D.R., Bistrichi, C.A., Almeida, F.F.A., Prandini, F.L., 1981. Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo. IPT Monografias nº5, Volume I, São Paulo.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F., Cheers, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124, 317-337.
- 515
- Ribon, R., 2003. Aves em fragmentos de Mata Atlântica: incidência, abundância e associação à topografia. Ph.D. thesis. Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- Ribon, R., Simon, J.E., Mattos, G.T., 2003. Bird extinctions in Atlantic Forest fragments on the Viçosa region, southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17, 1827-1839.
- 520
- Roth, R.R., Johnson, R.K., 1993. Long-term dynamics of a Wood Thrush population breeding in a forest fragment. *Auk* 110, 37-48.
- Sekercioglu, C.H., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., Aygen. D., Goehring, D., and Sandi, R. 2002. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. *Proceedings of the National Academy of Science* 99, 263-267.
- 525

- Silva, W.G.S., Metzger, J.P., Simões, S., Simonetti, C., 2007. Relief influence on the spatial distribution of the Atlantic Forest cover at the Ibiúna Plateau, SP. *Brazilian Journal of Biology* 67, 631-640.
- Soares, E.S., Anjos, L., 1999. Efeito da fragmentação florestal sobre aves escaladoras de tronco e galho na região de Londrina, norte do estado do Paraná, Brasil. *Ornitologia Neotropical* 10, 61-68.
- SOS Mata Atlântica/INPE, 2002. Atlas da evolução dos remanescentes florestais da Mata Atlântica no período de 1995-2000. Fundação SOS Mata Atlântica, São Paulo, Brazil.
- Stotz, D., 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. Chicago University Press, Chicago.
- Stouffer, P.C., Bierregaard Jr., R.O., 1995. Effects of forest fragmentation on understory hummingbirds in Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 9, 1086-1095.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68, 571-573.
- Temple, S.A., Cary, J.R., 1988. Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. *Conservation Biology* 2, 340-347.
- Tischendorf, L., Fahrig, L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90, 7-19.
- Trzcinski, M.K., Fahrig, L., Merriam, G., 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9, 586-593.

- Turner, I.M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *The Journal of Applied Ecology* 33, 200-209.
- 550 Uezu, A., Metzger, J.P., 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.
- Urban, D.L., Keitt, T.H., 2001. Landscape connectivity and metapopulation persistence: a graph-theoretic perspective. *Ecology* 82, 1205-1218.
- 555 Watson, J.E.M., Whittaker, R.J., Dawson, T., 2004. Avifaunal responses to habitat fragmentation in the threatened littoral forests of south-eastern Madagascar. *Journal of Biogeography* 31, 1791-1807.
- Wilcox, B.A., Murphy, D.D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist* 125, 879-887.
- 560 Willis, E.O., 1979. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33, 1-25.
- With, K.A., 1997. The application of neutral landscape models in conservation biology. *Conservation Biology* 11, 1069-1080.

Table 1: Bird species richness and abundance per fragment considering the whole community and the bird functional groups (Plateau of Ibiúna, SE Brazil). SD: standard deviation.

	Species richness				Bird abundance				
	Min	Max	Mean	SD	Min	Max	Mean	SD	
Total community	17	32	25.12	4.76	41	131	76.06	26.04	
Habitat and diet functional groups	Edge species	1	7	3.82	1.42	3	19	9.88	5.04
	Understory insectivores	6	14	11.11	2.73	13	58	32.64	12.57
	Trunk and twig insectivores	2	5	3.35	0.93	3	18	8.76	3.84
	Terrestrial insectivores	0	3	1	1	0	7	2.11	2.52
	Nectarivores	0	3	1.41	0.79	0	10	3.35	2.69
	Omnivores, frugivores and seed eaters	2	5	3.76	0.90	7	49	18.47	10.82
	Disturbance sensitivity	High	1	3	1.76	0.75	3	20	6.65
Medium		11	24	17.76	3.88	25	80	51.06	16.62
Low		3	9	5.41	1.28	7	39	18.18	8.42



Table 2: Models of bird community richness variation in the 17 studied forest fragments from the Ibiúna Plateau (SE Brazil). Models are ranked from best to worst according to Akaike's Information Criterion weight ( $w_{AICc}$ ).  $\Delta_i AICc$  is the difference between  $AICc$  from a considered model to the model with the lowest  $AICc$  value.

Rank	Area	Connectivity	$AICc$	$\Delta AICc$	$w_{AIC}$	Evidence ratio
	variable	variables				
1		CA10	98.79	0.00	0.19	1.00
2		CA20	98.98	0.19	0.17	1.10
3		CA00	99.21	0.42	0.15	1.23
4		CA40	99.76	0.97	0.11	1.62
5		CA30	100.47	1.68	0.08	2.32
6	AREA	CA20	101.08	2.29	0.06	3.15
7	AREA	CA10	101.18	2.40	0.06	3.31
8	AREA	CA00	101.80	3.01	0.04	4.51
9	AREA	CA40	101.92	3.13	0.04	4.79
10		CA50	102.45	3.66	0.03	6.24
11	AREA		102.76	3.98	0.03	7.31
12	AREA	CA30	102.85	4.06	0.02	7.61
13	AREA	CA50	103.05	4.27	0.02	8.45

Table 3: Models of bird community abundance variation in the 17 studied forest fragments from the Ibiúna Plateau (SE Brazil). Models are ranked from best to worst according to Akaike's Information Criterion weight ( $w_{AICc}$ ).  $\Delta_i AICc$  is the difference between  $AICc$  from a considered model to the model with the lowest  $AICc$  value.

# model	Area	Connectivity	$AICc$	$\Delta_i AICc$	$w_{AICc}$	Evidence ratio
	variable	variables				
1		CA000	186.11	0.00	0.51	1.00
2	AREA	CA000	187.51	1.40	0.25	2.01
3	AREA	CA020	187.66	1.55	0.23	2.18
4	AREA	CA010	196.46	10.35	0.00	176.64
5		CA020	197.37	11.26	0.00	278.95
6	AREA	CA030	198.95	12.85	0.00	615.72
7		CA030	203.46	17.35	0.00	>5800
8		CA010	203.60	17.49	0.00	
9	AREA	CA040	206.42	20.31	0.00	
10	AREA	CA050	207.22	21.12	0.00	
11	AREA		212.33	26.22	0.00	
12		CA040	219.67	33.56	0.00	
13		CA050	233.62	47.51	0.00	

Table 4: Models for richness and abundance of bird in the 17 studied forest from the Ibiúna Plateau (SE Brazil) presenting evidence ration  $< 2.0$ , considering the whole community and the bird functional groups. *AREA*: area of the studied fragments; *CA00*: area connected by corridors; *CAxx*: area connected by linkage distances of *xx* m according to a graph theory approach. For each dependent variable, models are ranked from the highest to the lowest evidence ratio.

	Richness	Abundance
Total	CA10, CA20, CA00, CA40	CA00
High sensitive	CA10, CA30, CA20, CA40	AREA+CA20, AREA+CA00, AREA+CA10
Medium sensitive	CA00, CA10, CA30, CA20, CA40	CA00
Low sensitive	CA20, CA00, CA10, CA50, CA30, CA40, AREA	CA20, CA00
Edge species	CA20, CA50, CA40, CA10, CA30, CA00, AREA	AREA+CA50
Understory insectivores	CA10, CA20, CA00, CA30, CA40, CA50	CA00 AREA+CA20, AREA+CA10, AREA+CA40
Terrestrial insectivores	CA30	
Trunk and twig insectivores	CA00, CA20, CA10, AREA+CA30	CA00
Nectarivores	CA30, CA20, CA40, CA10, CA00	CA40, CA10
Omnivores, frugivores and seed eaters from lower strata	AREA, CA30, CA10, CA20, CA00, CA40	AREA+CA20

## Appendix

App. 1: Models of richness and abundance variations of bird with different sensitivity to human disturbances, in the 17 studied forest fragments from the Ibiúna Plateau (SE Brazil). Models are ranked from best to worst according to Akaike's Information Criterion weight ( $wAICc$ ).  $\Delta_i AICc$  is the difference between  $AICc$  from a considered model to the model with the lowest  $AICc$  value. Strong differences between  $\Delta AICc$ 's and Evidence ratio were used to select the models to be presented here.

Sensit. groups	DepVar	AICc	Area	Connectivity	$\Delta_i AICc$	$wAICc$	Evidence ratio
High	Richness	47.74		CA10	0.00	0.17	1.00
		48.13		CA30	0.39	0.14	1.22
		48.19		CA20	0.45	0.14	1.25
		48.52		CA40	0.78	0.12	1.48
		49.29		CA00	1.55	0.08	2.17
	# of individuals	73.62	LogArea	CA20	0.00	0.31	1.00
		73.64	LogArea	CA00	0.02	0.30	1.01
		73.97	LogArea	CA10	0.36	0.26	1.20
		77.61		CA00	4.00	0.04	7.37
		Medium	Richness	94.86		CA00	0
95.28				CA10	0.42	0.14	1.23
95.44				CA30	0.58	0.13	1.34
95.62				CA20	0.76	0.11	1.46
95.87				CA40	1.01	0.10	1.65
96.40	LogArea			1.54	0.08	2.16	
# of indiv.	165.15			CA00	0.00	0.59	1.00
	166.88		LogArea	CA00	2.32	0.19	3.19
	168.63		LogArea	CA20	4.07	0.08	7.66
Low	Richness		68.31		CA20	0.00	0.13
		68.32		CA00	0.00	0.13	1.00

	68.49		CA10	0.17	0.12	1.09
	68.76		CA50	0.44	0.11	1.25
	68.80		CA30	0.48	0.10	1.27
	69.00		CA40	0.68	0.09	1.41
	69.02	LogArea		0.71	0.09	1.43
	70.34	LogArea	CA00	2.02	0.05	2.75
	130.11		CA20	0.00	0.32	1.00
	130.80		CA00	0.69	0.23	1.41
	131.93		CA30	1.82	0.13	2.49
# of indiv	132.16	LogArea	CA00	2.05	0.12	2.79

App. 2: Models of richness and abundance variations of bird divided by diet and habitat use in the 17 studied forest from the Ibiúna Plateau (SE Brazil). Models are ranked from best to worst according to Akaike's Information Criterion weight ( $w_{AICc}$ ).  $\Delta_i AICc$  is the difference between  $AICc$  from a considered model to the model with the lowest  $AICc$  value. S = Richness, Ab = Abundance. Edge sp = Edge species; Frug/Omnivo/Seed = Frugivorous, Omnivorous and Seed eaters.

Functional group	Dep variable	AICc	Area	Connectivity	$\Delta_i AICc$	$w_{AICc}$	Evidence ratio
Edge sp	S	65.63		CA20	0.00	0.13	1.00
	S	65.64		CA50	0.01	0.13	1.00
	S	65.85		CA40	0.22	0.12	1.12
	S	66.02		CA10	0.39	0.11	1.21
	S	66.07		CA30	0.44	0.10	1.25
	S	66.60		CA00	0.97	0.08	1.62
	S	66.63	LogArea		1.00	0.08	1.65
	S	67.58	LogArea	CA20	1.95	0.05	2.65
	Ab	105.52	LogArea	CA50	0.00	0.48	1.00
	Ab	107.86	LogArea	CA30	2.34	0.15	3.22
Ab	108.26		CA50	2.74	0.12	3.93	
Understory Insectivores	S	86.08		CA10	0.00	0.16	1.00
	S	86.33		CA20	0.25	0.14	1.14
	S	86.59		CA00	0.51	0.12	1.29
	S	86.76		CA30	0.68	0.11	1.41
	S	87.00		CA40	0.92	0.10	1.59
	S	87.43		CA50	1.36	0.08	1.97
	S	88.14	LogArea		2.06	0.06	2.80
	Ab	150.75		CA00	0.00	0.76	1.00
	Ab	153.34	LogArea	CA00	2.59	0.21	3.64
Terrestrial Insectivores	S	42.04		CA30	0.00	0.30	1.00
	S	43.90		CA40	1.87	0.12	2.55
	S	44.11		CA10	2.08	0.11	2.83

	Ab	56.08	LogArea	CA20	0.00	0.28	1.00
	Ab	56.58	LogArea	CA10	0.51	0.22	1.29
	Ab	57.26	LogArea	CA40	1.19	0.15	1.81
	Ab	57.78	LogArea	CA30	1.70	0.12	2.34
	Ab	57.87	LogArea		1.80	0.11	2.45
	Ab	59.21	LogArea	CA00	3.13	0.06	4.78
	Ab	59.23	LogArea	CA50	3.16	0.06	4.85
	Ab	64.80		CA30	8.72	0.00	78.12
Trunk Insectivores	S	58.97		CA00	0.00	0.18	1.00
	S	59.88		CA20	0.91	0.12	1.58
	S	59.94		CA10	0.97	0.11	1.62
	S	60.12	LogArea		1.15	0.10	1.78
	S	60.22		CA30	1.25	0.10	1.87
		60.40		CA40	1.43	0.09	2.04
	Ab	80.52		CA00	0.00	0.59	1.00
	Ab	82.18	LogArea	CA00	1.66	0.26	2.29
Frug/Omniv/Seed	S	60.28	LogArea		0.00	0.14	1.00
	S	60.52		CA30	0.24	0.13	1.13
	S	60.89		CA10	0.61	0.11	1.36
	S	60.96		CA20	0.69	0.10	1.41
	S	60.97		CA00	0.69	0.10	1.41
	S	61.23		CA040	0.96	0.09	1.61
	S	61.90		CA050	1.62	0.06	2.25
	Ab	127.28	LogArea	CA20	0.00	0.79	1.00
Ab	130.78	LogArea	CA10	3.50	0.14	5.77	
Nectarivorous	S	47.22		CA30	0.00	0.15	1.00
	S	47.31		CA20	0.09	0.14	1.05
	S	47.35		CA40	0.14	0.14	1.07
	S	47.58		CA10	0.36	0.12	1.20
	S	47.94		CA00	0.72	0.10	1.44
	S	48.67		CA50	1.45	0.07	2.07
	Ab	0.29		CA40	0.00	0.28	1.00
	Ab	0.25		CA10	0.66	0.20	1.39
	Ab	0.22		CA20	1.91	0.11	2.60

