

Karlla Vanessa de Camargo Barbosa

**Efeito do tipo de matriz e da proximidade de remanescentes
florestais no uso de pequenos fragmentos pela avifauna do
corredor Cantareira-Mantiqueira**

Nazaré Paulista, SP

2012

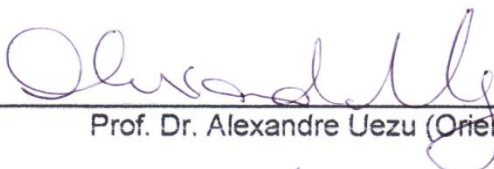



Efeito do tipo de matriz e da proximidade de remanescentes florestais no uso de pequenos fragmentos pela avifauna do corredor Cantareira-Mantiqueira

Karlla Vanessa de Camargo Barbosa

Produto final apresentado ao IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável

Nazaré Paulista, 09 de março de 2012.


Prof. Dr. Alexandre Uezu (Orientador)


Prof. Dr. Christoph Knogge


Prof. Dr. Pedro Ferreira Develey

Nossa Missão

Desenvolver e disseminar modelos inovadores de conservação da biodiversidade que promovam benefícios sócio-econômicos por meio de ciência, educação e negócios sustentáveis.

Ficha Catalográfica

Barbosa, Karlla V.C.

Efeito do tipo de matriz e da proximidade de remanescentes florestais no uso de pequenos fragmentos pela avifauna do corredor Cantareira-Mantiqueira.

64 páginas

Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade - ESCAS

1.Matriz de eucalipto 2.Pequenos fragmentos 3.Aves

Mestrado Profissionalizante em Conservação da Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável.

Comissão Julgadora:

DrºChristoph Knogge

Drº Pedro Ferreira Develey

Profº Drº Alexandre Uezu

Orientador

Epígrafe

*“Quando a última árvore tiver caído,
Quando o último rio tiver secado,
Quando o último peixe for pescado,
Vocês vão entender que o dinheiro não se come.”*

Ditado indígena

*"Você não pode ligar os pontos olhando pra frente,
você só pode ligá-los olhando pra trás"*

Steve Jobs

Agradecimentos

O mestrado na ESCAS era um ideal que eu buscava desde que o IPÊ (Instituto de Pesquisas Ecológicas) anunciou o mestrado profissionalizante há alguns anos. Procurei então enquadrar minha vida e meus objetivos com aqueles propostos pelo mestrado para então ingressar nesse novo caminho.

No primeiro ano de curso morávamos e tínhamos aulas em um sítio de Nazaré Paulista e isso me possibilitou a convívio com profissionais renomados e muito acessíveis aos alunos. Essa convivência intensa me trouxe grandes amigos, grandes experiências e respeito ao trabalho em grupo, principalmente devido às diferentes formações dos alunos. Foi realmente um ano incrível. Muito obrigada aos meus colegas de curso Alexandra, Renato e Thomaz. Eu não poderia ficar sem registrar aqui meu especial agradecimento à minha amiga e companheira Tatiane Silingovschi que me ajudou, escutou e aconselhou nesses dois últimos anos.

No segundo ano, onde o foco é desenvolver o produto final do mestrado profissionalizante, acabamos voltando pra casa e sentindo falta da convivência com amigos e professores. Mas como meu campo era também em Nazaré, eu tive a possibilidade de mais uma vez conviver com profissionais do IPÊ, que muito me inspiraram e me deram apoio quando precisei. Por isso quero agradecer ao IPÊ e a todos os pesquisadores e funcionários por me receberem durante meus campos, me oferecendo conforto, apoio e amizade.

Durante o campo algumas pessoas foram extremamente solidárias, pacientes e amigas por me acompanharem, acordando cedo e muitas vezes andando, subindo e descendo morro, por isso merecem meu muito obrigado: João Rosa, Sidney Novoa Sheppard, Lorena Fonseca, Marina Somenzari e a Rose, pois era ela que sempre sabia para onde eu ia, no caso de imprevistos. Quero agradecer especialmente ao Thiago V.V. Costa que teve paciência e dedicação em todo esse processo, principalmente nos meus primeiros dias de campo e no estresse dos últimos dias antes da defesa. Ele me ajudou a achar os fragmentos que eu nem fazia ideia de onde ficavam e achávamos com ajuda de GPS, laptop e sexto-sentido, e ainda esteve ao meu lado durante a fase final.

Quero agradecer também: aos autores das fotos que foram cedidas gentilmente por Bruno Rennó, Luiz Ribemboim e Demis Bucci; ao Fábio Schunck que me ensinou os primeiros passos que eu deveria dar com o estudo das aves; ao Danilo Boscolo por me ajudar com o R; ao Christoph Knogge por ter me ajudado muito na logística dos levantamentos, me

oferecendo casa (quando não podia ficar no IPÊ), equipamento e apoio na pesquisa; e ao Pedro Develey pelo apoio e conselhos.

Meu orientador Alexandre Uezu foi uma das pessoas mais importantes nisso tudo, pois é uma pessoa que admiro pela destreza e dedicação que tem no seu trabalho. Entrei para uma área que eu pouco conhecia devido ao seu incentivo, e se hoje consigo concluir esse trabalho e gostar do que faço, é devido a ele ter me mostrado a importância desses estudos para a conservação da biodiversidade.

Enfim, esse trabalho não seria possível sem a iluminação divina diária, sem a ajuda e apoio da minha mãe maravilhosa e do meu Ford Ka que chegou a lugares que até eu duvidei que ele conseguiria chegar.

Sumário

LISTA DE FIGURAS	8
CAPÍTULO 1.....	1
1. INTRODUÇÃO GERAL	1
1.1 ELEMENTOS DA PAISAGEM	1
1.2 DESAFIOS PARA CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA.....	4
2 OBJETIVOS	5
3 ÁREA DE ESTUDO	6
3.1 CLIMA.....	7
3.2 GEOMORFOLOGIA.....	7
3.3 VEGETAÇÃO	8
4 AVIFAUNA COMO INDICADOR DE USO DA PAISAGEM	8
5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
CAPÍTULO 2.....	22
RESUMO	22
1. INTRODUÇÃO	23
2. MATERIAIS E MÉTODOS	26
3. ANÁLISE DOS DADOS	30
4. RESULTADOS	32
5. DISCUSSÃO	36
6. CONCLUSÃO.....	41
7. IMPLICAÇÕES PRA CONSERVAÇÃO	42
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	44
ANEXOS	50

Lista de figuras

Figura 1: <i>Crypturellus obsoletus</i> (Inhambuguaçu). Foto: L. Ribemboim	9
Figura 2: <i>Sittasomus griseicapillus</i> (Arapaçu-verde). Foto: B. Rennó	10
Figura 3: <i>Xiphorhynchus fuscus</i> (Arapaçu-rajado). Foto: K. Barbosa	10
Figura 4: <i>Automolus leucophthalmus</i> (Barranqueiro-de-olho-branco). Foto: B. Rennó	11
Figura 5: <i>Pyriglena leucoptera</i> (Papa-taoca-do-sul). Fêmea a esquerda e macho a direita. Foto: K. Barbosa.....	11
Figura 6: <i>Thamnophilus caerulescens</i> (Choca-da-mata). Fêmea à esquerda (Foto: B. Rennó) e macho à direita (Foto: L. Ribemboim)	12
Figura 7: <i>Schiffornis virescens</i> (Flautim). Foto: K. Barbosa.....	13
Figura 8: <i>Chiroxiphia caudata</i> (Tangará). Fêmea à esquerda (Foto: D. Bucci) e macho à direita (Foto: L. Fonseca).....	13
Figura 9: <i>Habia rubica</i> (Tiê-do-mato-grosso). Foto: B. Rennó	14
Figura 10: <i>Basileuterus culicivorus</i> (Pula-pula). Foto: L. Fonseca.....	15
Figura 11: <i>Basileuterus leucoblepharus</i> (Pula-pula-assobiador). Foto: B. Rennó	15
Figura 12: Mapa da localização da área de estudo e dos 30 fragmentos selecionados (15 em matriz de eucalipto e quinze em matriz de pasto). Sendo no canto inferior direito uma paisagem exemplo de fragmentos em matriz de eucalipto e uma em matriz de pasto.....	27
Figura 13: Presença das onze espécies selecionadas nos 30 fragmentos de acordo com o tipo de matriz de pasto ou eucalipto	32
Figura 14: Presença (1) e ausência (0) das espécies nos 30 fragmentos no log do gradiente de proximidade dos remanescentes dentro do raio de 500 m.....	34
Figura 15: Mapa representativo das 6 represas do sistema Cantareira de abastecimento de água da Grande São Paulo.	50
Figura 16: Visão da paisagem em Piracaia - SP.....	55
Figura 17: Eucalipto cortado para lenha - Piracaia - SP.....	55
Figura 18: Fragmento na cidade de Nazaré Paulista em matriz de pasto.	55
Figura 19: Fluxo d'água dentro do fragmento P15 em Joanópolis - SP.....	56
Figura 20: Prática de campo em área controle.	56
Figura 21: Ninho com ovos de <i>Basileuterus leucoblepharus</i> encontrado no fragmento P14 em Joanópolis- SP	56

CAPÍTULO 1

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 Elementos da paisagem

Atividades antrópicas modificam o ambiente, pois removem a cobertura vegetal resultando em duas consequências: perda de habitat em si e fragmentação de habitat (Fahrig, 1998). A perda de habitat implica na redução de área sem necessariamente subdividi-la, o que, consequentemente, diminui o número absoluto de indivíduos que ali podem viver (Ricketts, 2001), enquanto que a fragmentação do habitat transforma áreas contínuas de vegetação nativa em múltiplas manchas menores e isoladas (Beier & Noss, 1998; Fahrig, 2003). A fragmentação e perda de habitat são apontadas como as principais causas de ameaças para a biodiversidade em todo o mundo (Andrén, 1994; Laurance & Bierregaard, 1997; Myers *et al.*, 2000; Fahrig, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007). Sob uma perspectiva complexa, o processo de fragmentação afeta a biota nativa, ciclos hidrológicos, condições econômicas e sociais de habitantes locais, entre outros (Laurance, 1994; Salati & Nobre, 1991; Schelhas & Greenberg, 1996).

Os primeiros estudos sobre fragmentação florestal buscaram entender os efeitos do tamanho e do grau de isolamento dos fragmentos nos processos ecológicos de extinção e colonização das espécies. Desse modo, esses estudos focaram na relação entre tamanho de fragmento e número de espécies que nele persistem (Connor & McCoy, 1979), nas consequências do efeito de borda (Laurance & Yensen, 1991; Malcolm, 1994) e na interação entre a biota dos fragmentos e a matriz circundante, incluindo outros fragmentos (Fahrig & Merriam, 1985; Stouffer & Bierregaard, 1995). De uma forma geral, a maioria dos estudos verificou como a riqueza e abundância das espécies muda com a degradação do habitat (Bierregaard & Lovejoy, 1989; Laurance, 1994; Thiollay, 1992; Malcolm, 1994). Entretanto, é difícil estabelecer padrões que reflitam os efeitos da modificação dos habitats sobre a biodiversidade e, mais ainda, como esses fatores interagem para influenciar os processos no ecossistema.

Numa perspectiva mais ampla e realista, estudos recentes tentam entender como as espécies respondem a essas alterações ambientais, considerando, sobretudo, os efeitos da

matriz sobre esses processos. A teoria leva em conta o contexto de mosaico na paisagem, o qual é composto por diferentes elementos, sejam eles nativos ou de origem antrópica (i.e. áreas agrícolas e urbanas, estradas e reflorestamento), e que influenciam na dinâmica das espécies (Metzger, 2006). Visto que quando o ambiente natural é estruturalmente mais heterogêneo possibilita a utilização de mais espécies com diferentes exigências de habitat devido à diversidade do ambiente e a maior oferta de recursos (Petit & Petit, 2003).

No cenário atual, observamos uma diversidade no uso do solo, onde alguns elementos podem ou não ser usados pelos organismos, e essa movimentação pode ser influenciada pela conectividade da paisagem. A conectividade é definida como a capacidade da paisagem de facilitar o fluxo de indivíduos entre as manchas de habitat (Taylor *et al.*, 1993). Diversos fatores podem influenciar a conectividade, entre eles a permeabilidade da matriz inter-habitat (Åberget *et al.*, 1995; Tischendorf & Fahrig, 2000; Antongiovanni & Metzger, 2005; Metzger, 2006; Martensen *et al.*, 2008; Uezu *et al.*, 2008) e a proximidade com outros fragmentos (Uezu *et al.*, 2008). De maneira geral, a conectividade pode ser vista sob dois aspectos: estrutural e funcional. No primeiro caso, ela é observada sob a perspectiva das estruturas que a compõem, sendo analisada de maneira independente aos atributos do organismo de interesse (Collinge & Forman, 1998). O aspecto funcional é mais complexo, porque esse depende não somente dos padrões da paisagem, mas também das características biológicas da espécie alvo e da sua habilidade de se mover entre as áreas de não-habitat (Greenberg, 1989; Bélisle, 2005). Algumas espécies têm maior facilidade de atravessar a matriz (Antongiovanni & Metzger, 2005; Uezu *et al.*, 2008), enquanto que outras, mais sensíveis, não atravessam áreas abertas, mesmo que em curtas distâncias (Uezu *et al.*, 2005; Antongiovanni & Metzger, 2005), ou estão condicionadas à capacidade de atravessar a borda (Schtickzelle & Baguette, 2003).

Ações antrópicas geram paisagens em que muitos remanescentes de habitat ficam isolados e envolvidos por diferentes tipos de matriz que, por vezes, são inóspitas para espécies nativas. Porém a matriz que circunda os fragmentos é um elemento da paisagem que apresenta funções biológicas importantes para a biodiversidade. A matriz pode proporcionar habitat para aves generalistas (Antongiovanni & Metzger, 2005), definir o quanto impactante será o efeito de borda (Mesquita *et al.*, 1999) e principalmente influenciar na conectividade da paisagem (Taylor *et al.*, 1993; Renjifo, 2001; Baum *et al.*, 2004). A matriz é usada para movimentação das espécies entre os fragmentos (Ricketts, 2001) e quanto mais similar for o tipo de matriz da composição da vegetação original, menos resistente essa deve ser para a transposição dos organismos (Baum *et al.*, 2004). Em contrapartida, quando a matriz é menos

permeável, ela pode ser vista como barreira abalando os padrões de dispersão e busca por recursos dos organismos entre os fragmentos de habitat (Bierregaard & Stouffer, 1997; Bélisle, 2005; Uezu *et al.*, 2005).

Considerando os atributos da paisagem e que a resposta aos efeitos da fragmentação difere entre as espécies, algumas características podem beneficiar um maior número de espécies do que outras (Metzger, 2006). Assim em caso de atividades antrópicas que demandam a retirada da vegetação, as distâncias podem ser amenizadas também por culturas que proporcionem uma matriz mais permeável. O cultivo de eucalipto, por exemplo, é uma atividade que pode recompor áreas degradadas, além de formar conexão funcional entre os remanescentes (Lindenmayer & Hobbs, 2004) e até manter a abundância de espécies de aves similar à observada em fragmentos florestais menores (Renjifo, 2001). Além disso, após anos de abandono, áreas de silvicultura geralmente apresentam intensa regeneração de sub-bosque e reocupação por diversas espécies de aves (Lopes, 2010).

Alguns elementos da paisagem podem contribuir na movimentação dos organismos através da matriz. Estudos demonstraram que os corredores florestais promovem a conexão dos remanescentes e os fluxos biológicos (Beier & Noss, 1998; Uezu *et al.*, 2005; Candia-Gallardo, 2010), e trampolins ecológicos podem reduzir o efeito da matriz e aumentar a conectividade, porque diminuem a distância que os indivíduos precisam cruzar (Metzger, 1999; Lindenmayer 2002a; Uezu *et al.*, 2008). No entanto, quando o assunto abordado é pequenos fragmentos e a sua importância em paisagens fragmentadas para a biodiversidade, a literatura ainda é escassa (Turner & Corlett, 1996).

Pequenos fragmentos são aqueles que têm tamanho insuficiente para suportar populações viáveis em longo prazo, ou seja, menores que 20 ha (Willis, 1979; Bierregaard & Lovejoy, 1989; Bender *et al.*, 1998). Os poucos dados disponíveis evidenciam que os pequenos fragmentos têm seu papel na paisagem, podendo servir como elementos de conexão da paisagem para espécies que apresentam a capacidade de atravessar ou utilizar a matriz inter-habitat (Fischer & Lindenmayer, 2002a; Fischer & Lindenmayer, 2002; Uezu *et al.*, 2008), ser usados por aves migratórias, pois podem oferecer abrigo e alimento (Robbins *et al.*, 1992) e proporcionar habitat para algumas aves generalistas e até mesmo florestais (Estrada *et al.*, 1993; Warkentin *et al.*, 1995).

Numa visão da paisagem atual, em algumas regiões, são observados pouco remanescentes de mata envolvidos por diferentes matrizes e muitas vezes isolados de fragmentos maiores. É notável que o microclima dentro dessas manchas sofra mudanças que influenciam a composição e estrutura em diferentes escalas (Turner & Corlett, 1996) e impedem a

sobrevivência de algumas espécies, pois o tamanho e isolamento dos fragmentos são variáveis que podem interferir nas taxas de dispersão e colonização, e consequentemente nos fluxos biológicos importantes, principalmente em dinâmicas de metapopulação (Levis, 1969; Hanski, 1997; Stouffer & Bierregaard, 1995). Porém pequenos fragmentos têm valor por si só, uma vez que a viabilidade de algumas populações de insetos e plantas, por exemplo, não requerem grandes áreas para sobreviver, utilizando-se apenas de poucos hectares (Galindo-Leal & Câmara, 2003). Esses ainda apresentam proporcionalmente mais borda e menos habitat, e quando os pequenos fragmentos são removidos o efeito é maior sobre as espécies de borda do que sobre as de interior (Bender *et al.*, 1998) o que demonstra sua importância também para essas espécies.

1.2 Desafios para conservação da Mata Atlântica

As florestas tropicais são as que atualmente sofrem mais ameaças com a fragmentação de habitat, ocorrendo historicamente grandes perdas de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Quando os primeiros colonizadores se instalaram no Brasil, a Mata Atlântica ocupava 15% do território brasileiro, correspondendo a cerca de 1.300.000 km² (Dean, 1996). No entanto, devido à ocupação do solo ao longo dos anos para diversos fins, tais como agricultura, pastagem e exploração imobiliária, a vegetação original foi reduzida a remanescentes localizados em sua maioria nas serras e nos litorais (Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2002).

A Mata Atlântica configura como um dos biomas mais diversos do globo e com alto índice de endemismo (Myers *et al.*, 2000). Apesar disso, vem sofrendo perda de biodiversidade decorrente principalmente da fragmentação e perda de habitat. No Brasil, das 627 espécies da fauna ameaçadas de extinção, cerca de 64% ocorrem na Mata Atlântica. Com relação às aves, cerca de 682 espécies são registradas nesse bioma, das quais 199 são endêmicas (Stotz *et al.*, 1996; Birdlife International, 2000) e 144 se enquadram em alguma categoria de ameaça (MMA, 2010), correndo o risco de desaparecer, principalmente devido à destruição do seu habitat. Devido a essas características, entre outras, a Mata Atlântica foi classificada entre os 25 “hotspots” do mundo e considerado como o quarto em prioridade para conservação (Myers *et al.*, 2000).

Muitos remanescentes de Mata Atlântica têm sido apontados como importantes corredores para a biodiversidade e, embora alguns estudos tenham abordado o tema, ainda existem lacunas no conhecimento que demonstrem como essas áreas são essenciais para conservação das espécies de aves (Bencke *et al.*, 2006). Esforços de conservação devem

concentrar-se na ampliação da conectividade entre os remanescentes de forma a possibilitar a manutenção da biodiversidade em longo prazo (Boscolo & Metzger, 2011). Nesse contexto, pequenos fragmentos de habitats podem desempenhar a função de conectar áreas maiores, manter a heterogeneidade na matriz em diferentes usos de solo e proporcionar refúgio para espécies que não requerem grandes áreas para sobreviver.

Embora alguns trabalhos demonstrem a importância da conectividade de habitats e da composição da matriz para o deslocamento de espécies de aves (Aberg *et al.*, 1995; Ricketts, 2001; Renjifo, 2001; Antongiovanni & Metzger, 2005; Fischer *et al.*, 2005; Awade & Metzger, 2008; Uezu *et al.*, 2008) poucos são os estudos acerca da influência de pequenos fragmentos na conectividade da paisagem. Além disso, são escassas as contribuições sobre o conhecimento da ocorrência de espécies de aves em fragmentos de até 10 ha sob diferentes matrizes que compõem a paisagem.

2 OBJETIVOS

Objetivo geral: Estudar o uso de pequenos fragmentos (4 a 10 ha) por onze espécies de aves com diferentes requerimentos de habitat, em diferentes contextos de paisagem (composição e configuração).

Objetivos específicos:

- Verificar a influência do tipo de matriz inter-habitat (pasto e plantação de eucalipto) na presença/ausência das onze espécies de aves em pequenos fragmentos.
- Verificar a influência da conectividade da paisagem sobre a presença das espécies estudadas nos pequenos fragmentos, através da proximidade do fragmento com outros remanescentes.
- Verificar se há interação do tipo de matriz e grau de proximidade entre os fragmentos na determinação da presença das espécies.

3 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se num gradiente florestal montanhoso, entre dois grandes blocos de floresta: a Serra da Cantareira e da Mantiqueira (23°12'S - 46°21'O; Anexo 1). A região contava até o ano de 2009 com cinco Unidades de Conservação, sendo três Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e dois Parques Estaduais de São Paulo, o da Cantareira e do Juqueri (Whately & Cunha, 2006). Recentemente mais quatro Unidades de Conservação foram criadas (Decreto Nº 55.662, de 30 de Março de 2010), sendo que duas são de proteção integral (Parque Estadual de Itaberaba e Parque Estadual de Itapetinga), e duas de uso sustentável (Monumento Natural Estadual da Pedra Grande e Floresta Estadual de Guarulhos). Os parques da região estão no entorno da área de estudo, que se concentrou nas bacias da Represa Atibainha e Cachoeira.

As áreas de estudo estão inseridas dentro do Sistema Cantareira de abastecimento de água. Esse é o maior sistema de abastecimento público da Região Metropolitana de São Paulo, fornecendo até 33 mil litros por segundo de água. O sistema é composto por seis reservatórios: Atibainha, Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Juquery (Paiva-Castro) e Águas Claras (Sabesp, 2010), e faz parte de uma das sete unidades (sub-bacias) principais Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGRHI), classificado como UGRHI 05 – Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ). A população residente na região do Sistema Cantareira é de aproximadamente 80.000 pessoas apenas no Estado de São Paulo, vivendo principalmente nas regiões rurais (Whately & Cunha, 2006). A administração desse é realizada pela Sabesp (Companhia de Fornecimento de Água, Coleta e Tratamento de Esgoto do Estado de São Paulo) e é responsável pelo abastecimento de água de 8,8 milhões de pessoas da Cidade de São Paulo e Grande São Paulo (São Paulo, 2010).

Na região do Sistema Cantareira cerca de 21% da área é de Mata Atlântica nativa e 14% é de reflorestamento, em especial de eucalipto (Whately & Cunha, 2006). O uso do solo na região é um mosaico de agricultura, pecuária, plantio de eucaliptos e vegetação nativa primária e secundária (Ditt, 2008). A área de estudo engloba três cidades do Estado de São Paulo que circundam as represas Atibainha e Cachoeira: Nazaré Paulista (23°10'S - 46°24'O), Piracaia (23°03'S - 46°21'O) e Joanópolis (22°57'S - 46°17'O). Apenas um fragmento está localizado dentro dos limites da cidade de Camanducaia no Estado de Minas Gerais (22°54'S - 46°08'O).

A cidade de Nazaré Paulista tem uma área de 326 Km² e a Represa Atibainha conta com aproximadamente 25 km². De acordo com o ultimo levantamento realizado no ano de

2010, a cidade tem aproximadamente 16.414 habitantes, sendo 13.911 na área urbana e 2.503 na área rural (IBGE, 2011). São 796 propriedades rurais, das quais 457 (3.003 ha) com culturas de plantio permanente e 239 (334 ha) propriedades de plantio temporário. No Relatório de Atividades da Casa de Agricultura foram levantadas que 69,78% das propriedades rurais possuem área de no máximo 20 ha (CATI, 2011). A cidade de Piracaia tem a economia baseada em agropecuária, sendo os principais produtos hortifrutigranjeiros, eucaliptos, floricultura e gado de leite e corte. A área total do município é de 385 km², com uma população de 25.116 habitantes da área urbana (Prefeitura Municipal de Piracaia, 2011). São 633 propriedades rurais, sendo 191 (1.285 ha) unidades utilizadas para a lavoura permanente e 177 (331 ha) unidades para lavoura temporária. A cidade de Joanópolis tem economia voltada para o turismo e agropecuária, com uma área total de 375 km², onde vivem 11.768 habitantes na área urbana (IBGE, 2011). São 364 propriedades rurais, 104 propriedades (1.533 ha) de lavoura permanente e 60 (258 ha) de lavoura temporária.

3.1 Clima

O clima da região é subtropical de altitude, com temperatura média de 20°C, variando de 14°C a 23°C. Segundo a divisão internacional de Köppen (1948), a região está na faixa de ocorrência do subtipo Cfb - Clima temperado úmido com pequena deficiência de água, mesotérmico, com excesso d'água e a evapotranspiração potencial concentrada no verão. A precipitação pode variar entre 1300 e 1600 mm (Oliveira-Filho & Fontes, 2000).

3.2 Geomorfologia

A região de estudo encontra-se na província geomórfica Planalto Atlântico (Almeida, 1964), com rochas do complexo cristalino e tipo de solo predominante Latossolo vermelho-amarelo, que é susceptível aos processos erosivos (Ditt, 2008).

As altitudes podem variar entre 1000 e 2000 m nos níveis mais altos, com declividades médias de 30%, chegando a mais de 60%, e nos níveis médios de 700 a 1000 m com declividades entre 20 e 30% (Ross & Moroz, 1997). Na unidade morfológica Serra da Mantiqueira predominam formas de relevo denudacionais constituindo-se basicamente em escarpas e morros altos com topos aguçados e topos convexos (São Paulo, 2010).

3.3 Vegetação

A vegetação original é de Mata Atlântica, sendo duas fitofisionomias encontradas: Florestas Ombrófila Baixa Montana e Alta Montana (Oliveira-Filho & Fontes, 2000). No Reservatório Atibainha o número de remanescentes de Mata Atlântica pode chegar a 46% sendo que a maior parte da floresta nativa é secundária e as copas das árvores apresentam alturas superiores a 10 m (Ditt, 2008).

A maior parte dos remanescentes do Sistema Cantareira está em terrenos de alta declividade, porém foi observada uma crescente supressão na vegetação pelo cultivo de eucalipto, pois é uma das poucas atividades realizadas em terrenos com inclinação acentuada (São Paulo, 2010). Ditt (2008) verificou que na área da bacia Atibainha de 7.641 ha, que participa o Reservatório Atibainha, 3.058 ha são classificados como Áreas de Preservação Permanente - APP, embora apenas 1.546 ha sejam de vegetação nativa (Ditt, 2008).

4 AVIFAUNA COMO INDICADOR DE USO DA PAISAGEM

A avifauna é um dos grupos mais utilizado em estudos de Ecologia de Paisagens (Åberg *et al.*, 1995; Trzcinski *et al.*, 1999; Antongiovanni & Metzger, 2005; Uezu *et al.*, 2005), devido à alta diversidade, ao conhecimento que se tem a respeito do grupo e pela relativa facilidade de amostragem. Dentro dos exemplos de estudos sobre avifauna e ecologia de paisagens estão aqueles sugerindo um limiar da paisagem para a persistência das espécies (Andrén, 1994), a influência de estruturas da paisagem sobre as espécies (Åberg *et al.*, 1995; Antongiovanni & Metzger, 2005; Uezu *et al.*, 2005; Uezu *et al.*, 2008) ou relação entre o sucesso reprodutivo e a cobertura vegetal (Trzcinski *et al.*, 1999).

Para tentar entender quais características levam ao desaparecimento de espécies de aves ou ao sucesso de outras, é possível agrupar essas de acordo com determinados critérios, ou grupos funcionais. Esses agrupamentos facilitam a compreensão de como as espécies respondem aos processos de degradação e fragmentação do ambiente, sendo o ideal a seleção de grupos que apresentem diferentes exigências de habitat para que possam representar a necessidade de outras espécies (Metzger, 2006). Quanto aos critérios para classificação das espécies de aves, pode-se levar em conta características como parâmetros demográficos (padrão de distribuição espacial, sucesso reprodutivo, área de vida), preferências alimentares e ambientais, necessidade de grandes áreas para forragear, capacidade de dispersão,

especialização de micro-habitat (estrato vegetal, altitude), tamanho corporal, nível de raridade e endemismo. Observando que, considerados individualmente, cada um dos critérios não têm boa representatividade sobre a sensibilidade das espécies à fragmentação (Henle *et al.*, 2004; Metzger, 2006).

Para este estudo, a seleção das espécies obedeceu a critérios de forma que essas pudessem representar melhor as demais da comunidade da avifauna. No entanto, não foram selecionadas espécies muito sensíveis, devido o enfoque ser fragmentos pequenos e a probabilidade de encontrá-las nessas áreas ser baixa. Com base em informações de literatura, foram escolhidas espécies florestais de estrato médio, sub-bosque e de solo que respondem ao playback e que percebem o ambiente de diferentes maneiras, apresentando diferentes exigências de habitat: grau de sensibilidade à fragmentação (sensível ou pouco sensível) e hábitos alimentares (frugívora, insetívora, onívora). Os nomes científicos e populares das espécies selecionadas seguiram o CBRO (2011):



Figura 1: *Crypturellus obsoletus* (Inhambuguaçu). Foto: L. Ribemboim

- *Crypturellus obsoletus* (Inhambuguaçu) - Família Tinamidae (Figura 1).

Espécie terrícola que apresenta baixa sensibilidade aos efeitos antrópicos e é encontrada em regiões com altitudes de até 2100 m, sendo o centro de abundância de 900 a 1600 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010; Stotz *et al.*, 1996). Não apresenta dimorfismo sexual e tem cerca de 30 cm. Tem hábito alimentar onívoro, podendo comer sementes, pequenos frutos ou insetos (Sick, 1997).



Figura 2: *Sittasomus griseicapillus* (Arapaçu-verde). Foto: B. Rennó

- *Sittasomus griseicapillus* (Arapaçu-verde) - Família Dendrocolaptidae (Figura 2).

Indivíduos da espécie apresentam médio grau de sensibilidade a atividades antrópicas e são encontrados no sub-bosque e estrato médio, em regiões com altitudes de até 1800 m, com centro de abundância em altitudes de até 500 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010; Stotz *et al.*, 1996). Não apresenta dimorfismo sexual, tem cerca de 19 cm e tem hábito alimentar insetívoro (Sick, 1997), sendo observado em troncos de árvores se alimentando.



Figura 3: *Xiphorhynchus fuscus* (Arapaçu-rajado). Foto: K. Barbosa

- *Xiphorhynchus fuscus* (Arapaçu-rajado) - Família Dendrocolaptidae (Figura 3).

Espécie endêmica da Mata Atlântica, não apresenta dimorfismo sexual e tem cerca de 15 cm. É uma espécie relativamente comum que ocupa o sub-bosque e estrato médio em áreas com altitudes que vão do nível do mar até 1300 m, sendo que o centro de abundância é em regiões com até 500 m (Stotz *et al.*, 1996), mas já foi encontrada na Serra dos Órgãos em áreas de até 1500 (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010). Utiliza como área de vida cerca de 6 ha (Develey 1997; Boscolo *et al.*, 2008) e pode atravessar áreas abertas de até 75 m (Boscolo *et*

al. 2008). É encontrada em áreas com floresta madura ou crescimento secundário (Marantz *et al.*, 2003), inclusive próximas a cidades (Soares & Anjos 1999). No entanto, é considerada uma espécie com alto grau de sensibilidade a alterações do ambiente (Stotz *et al.*, 1996), uma vez que depende das árvores para se deslocar e manter sua alimentação insetívora.



Figura 4: *Automolus leucophthalmus* (Barranqueiro-de-olho-branco). Foto: B. Rennó

- *Automolus leucophthalmus* (Barranqueiro-de-olho-branco) - Família Furnariidae (Figura 4).

Espécie endêmica da Mata Atlântica (Stotz *et al.*, 1996). Exibe olhos e garganta brancos e plumagem ferrugínea, tem cerca de 20 cm e hábito alimentar insetívora (Sick, 1997). Apresenta médio grau de sensibilidade a ações antrópicas e pode ser encontrada no sub-bosque de matas em regiões com altitudes de até 1000 m, com centro de abundância até 500 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010; Stotz *et al.*, 1996).



Figura 5: *Pyriglena leucoptera* (Papa-taoca-do-sul). Fêmea a esquerda e macho a direita. Foto: K. Barbosa

- *Pyriglena leucoptera* (Papa-taoca-do-sul) - Família *Thamnophilidae* (Figura 5).

Espécie endêmica da Mata Atlântica, com cerca de 17 cm. A fêmea é parda com olhos vermelhos e o macho é negro, com manchas brancas em forma de listra sobre as coberteiras das asas e olhos vermelhos como os das fêmeas (Sick, 1997). Essa ave é insetívora e seguidora ocasional de formigas de correição; vive no sub-bosque no interior da mata, mas pode ocorrer em áreas de vegetação secundária desde que densa, porém é mais facilmente observada em matas maduras e sombreada (Sick, 1997; Stotz *et al.*, 1996; Aleixo, 1999). *P. leucoptera* tem a abundância reduzida à medida que o tamanho dos fragmentos diminui ou tornam-se isolados. Apesar disso, apresenta médio grau de sensibilidade a alterações de habitat (Willis, 1979; Stotz *et al.*, 1996) e consegue atravessar áreas abertas de até 60 m (Uezu *et al.*, 2005). A área de vida necessária para espécie é de cerca de 2 ha (Duca *et al.*, 2006), embora alguns autores mencionem que pode chegar a 15,4 ha (Hansbauer *et al.*, 2008). Pode ser encontrada em regiões com altitudes de até 1250 m, com centro de abundância em 500 m (Stotz *et al.*, 1996), embora já tenha sido observada em áreas com 1800 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010).



Figura 6: *Thamnophilus caerulescens* (Choca-da-mata). Fêmea à esquerda (Foto: B. Rennó) e macho à direita (Foto: L. Ribemboim)

- *Thamnophilus caerulescens* (Choca-da-mata) - Família *Thamnophilidae* (Figura 6).

O macho é acinzentado, com o alto da cabeça negro, o ventre mais claro e com algumas pintas brancas na asa, e a fêmea distingue-se pela plumagem parda, ambos medindo cerca de 14 cm. Alimenta-se basicamente de insetos que captura nas folhas e caules de trepadeiras (Sick, 1997). Consegue atravessar áreas abertas, como pasto, de até 60 m (Awade & Metzger, 2008). A espécie é relativamente comum e tem baixa sensibilidade a ações antrópicas, podendo ser encontrada no sub-bosque e estrato médio de mata, em áreas com altitudes de até 2300 m, sendo que com centro de abundância de 500 m (Stotz *et al.*, 1996; Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010).



Figura 7: *Schiffornis virescens* (Flautim). Foto: K. Barbosa

- *Schiffornis virescens* (Flautim) - Família Tityridae (Figura 7).

Espécie é endêmica da Mata Atlântica, não tem dimorfismo sexual. Sua coloração é verde-oliváceo escuro com asas e cauda pardas, e mede cerca de 15 cm (Sick, 1997). É uma espécie relativamente comum que ocupa áreas de sub-bosque e estrado médio, alimentando-se principalmente de frutos, mas que também pode consumir insetos. Sensível a transformações do ambiente devido a atividades antrópicas, tende a desaparecer em fragmentos florestais pequenos e isolados (Snow, 2004). Vive em áreas com altitudes de 800 a 1500 m e o centro de abundância é em regiões com 500 a 900 m (Stotz *et al.*, 1996).



Figura 8: *Chiroxiphia caudata* (Tangará). Fêmea à esquerda (Foto: D. Bucci) e macho à direita (Foto: L. Fonseca).

-*Chiroxiphia caudata* (Tangará) - Família Pipridae (Figura 8).

Espécie endêmica da Mata Atlântica (Stotz *et al.*, 1996), apresenta diferenças morfológicas entre fêmea e macho, sendo a fêmea verde-escura, com um pequeno prolongamento das retrizes centrais e o macho colorido, com corpo azul e preto e a cabeça vermelha, ambos medindo cerca de 15 cm. Apresentam uma forte estrutura de hierarquia

familiar, onde vários machos participam de *leks* e cortejam a fêmea na época reprodutiva (Sick, 1997). Espécie frugívora, é encontrada no sub-bosque e estrato médio, em regiões com altitudes de até 1900m e com centro de abundância de ocorrência de 500 a 900 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010; Stotz *et al.*, 1996). É observada no interior de áreas florestais primárias ou secundárias, tendo área de vida de cerca de 8 ha (Hansbauer *et al.*, 2008). Apresenta pouca sensibilidade à fragmentação e perda de habitat, embora sensível ao isolamento de fragmentos florestais (Willis 1979; Stotz *et al.*, 1996; Uezu *et al.*, 2005). Foi observado que a espécie atravessa áreas abertas entre os fragmentos de até 130 m de distância (Uezu *et al.*, 2005), e pode usar áreas de plantação de eucalipto para se dispersar entre fragmentos florestais (Dario & Almeida, 2000).



Figura 9: *Habia rubica* (Tiê-do-mato-grosso). Foto: B. Rennó

- *Habia rubica* (Tiê-do-mato-grosso) - Família Cardinalidae (Figura 9).

O macho apresenta plumagem vermelho-apagado e píleo escarlate reluzente, e a fêmea é parda uniforme com o centro do píleo amarelo, ambos medindo cerca de 17 cm. Alimenta-se de pequenos frutos e de insetos, podendo seguir formigas de correição (Sick, 1997). É uma espécie nuclear de bando misto e importante na manutenção da coesão e estabilidade dos bandos na Mata Atlântica (Develey & Peres, 2000). É considerada relativamente comum, porém apresenta alto grau de sensibilidade a atividades antrópicas, vivendo no substrato e estrato médio em altitudes de até 1300 m com centro de abundância de até 500 m (Stotz *et al.*, 1996; Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010). Tem preferência por áreas de vegetação mais conservadas, densas e pouco iluminadas, com grandes quantidades de árvores com briófitas, samambaias e cipós (Sick, 1997).



Figura 10: *Basileuterus culicivorus* (Pula-pula). Foto: L. Fonseca

- *Basileuterus culicivorus* (Pula-pula) – Família Parulidae (Figura 10).

Essa espécie caracteriza-se pelo lado superior verde-oliváceo, com sobrancelha esbranquiçada, realçada por uma faixa anegrada por baixo e por cima, tem uma faixa medial do píleo cinzento-avermelhada e lado inferior amarelo. Mede cerca de 12 cm e tem hábitos alimentares insetívoros (Sick, 1997). Essa espécie é comum e tem preferência por habitar o sub-estrato e estrato médio no interior de matas com altitudes de até 2100 m, e o centro de abundância de ocorrência é de 500 a 900 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010; Stotz *et al.*, 1996). Consegue atravessar áreas abertas, como pasto, de até 54 m (Awade & Metzger, 2008). Apresenta grau médio de sensibilidade a perda de habitat e fragmentação, sendo encontrada em grande parte da América do Sul (Stotz *et al.*, 1996).



Figura 11: *Basileuterus leucoblepharus* (Pula-pula-assobiador). Foto: B. Rennó

- *Basileuterus leucoblepharus* (Pula-pula-assobiador) – Família Parulidae (Figura 11).

Espécie endêmica da Mata Atlântica (Stotz *et al.*, 1996), é caracterizada pelo píleo cinzento, margeado de anegrado, anel ocular e supra-loral brancos, branco por baixo, flancos cinzentos, coberteiras inferiores da cauda amareladas e oliva por cima. Mede cerca de 15 cm e seu nome está associado aos movimentos rápidos que faz entre os galhos se alimentando de insetos e ao canto que tem notas fortes e descendentes (Sick, 1997). Apresenta médio grau de sensibilidade a alterações antrópicas e é encontrada no sub-bosque em regiões de altitude de 800 a 2000 m com centro de abundância de 900 a 1600 m (Mallet-Rodrigues *et al.*, 2010; Stotz *et al.*, 1996).

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Åberg, J., Jansson, G., Swenson, J. E. & Angelstam, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasai*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265–269.
- Aleixo, A. 1999. Effects of selective logging on a bird community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor* 101: 357–548.
- 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.
- 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. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863–871.
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P. & Cronin, J.T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85: 267–275.
- Beier, P. & Noss, R.F. 1998. Review: do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86: 1988–1995.
- Bender, D.J, Contreras, T.A. & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2): 517–533.
- Bierregaard Jr, R. O. & Lovejoy, T.E. 1989. Effects of forest fragmentation on Amazonian understory bird communities. *Acta Amazonica* 19: 215–241.
- Bierreggard Jr, R.O. & Stouffer P.C. 1997. *Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforest*, p. 138-155. In: W.F. Laurance & Bierregaard Jr, R.O. (Eds). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press.
- Birdlife International, 2000. *Threatened birds of the world*. Cambridge, Lynx Editions, BirdLife International, 852p.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M. & Metzger, J.P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40(3): 273–276.

- Boscolo, D. & Metzger, J.P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34: 1–12.
- Candia-Gallardo, C. 2010. *O valor de corredores florestais para a conservação de aves em paisagens fragmentadas*. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo.
- Collinge, S. K. & Forman, R. T. T. 1998. A conceptional model of land conversion processes – predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. – *Oikos* 82: 66–84.
- Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). 2011. *Lista das Aves do Brasil*. 10ª Edição. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>. Acessado em: 19 de novembro de 2011.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species–area relationship. *American Naturalist* 113: 791–833.
- Coordenadoria de Assistência Técnica Integral (CATI). 2011. Disponível em <<http://www.cati.sp.gov.br>>. Acessado em 16 de agosto de 2011.
- Dario, F.R. & Almeida, A.F. 2000. Influence of Forest corridor on avifauna of the Atlantic Forest. *Scientia Florestalis*, 58: 99–109.
- Dean, W. 1996. *A ferro e fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras, São Paulo.
- 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.
- Ditt, E.H. 2008. *Integration of ecosystem services and policy to manage forest and water resources around the Atibainha Reservoir in Brazil*. PhD thesis, Centre for Environmental Policy Imperial College London, UK.
- Duca C., Guerra, T.J. & Marini, M.A. 2006. Territory size of three antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3): 692–698.
- Estrada, A., Coastes-Estrada, R., Meritt Jr, D., Montiel, S. & Curiel, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245–257.
- Fahrig, L. & Merriam, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762–1768.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105: 273–292

- Fahrig, E., 2003. The effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review on Ecology and Systematics* 34: 487–515.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2002a. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiversity and Conservation* 11: 807–832.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2002b. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. *Biodiversity and Conservation* 11: 833–849.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.
- Fundação SOS Mata Atlântica / INPE, 2002. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período de 1995 – 2000*. São Paulo, SP.
- Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. 2003. *The Atlantic Forest of South America. Biodiversity status, threats and outlook*. Conservation International, Island Press.
- Greenberg, R., 1989. Neophobia, aversion to open space, and ecological plasticity in song and swamp sparrows. *Canadian Journal of Zoology* 67: 1194–1199.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G. & Metzger, J.P. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology* 24(3): 291–299.
- Hanski, I. 1997. Metapopulation dynamics: From concept and observations to predictive models. Pp. 69-91. In Hanski, I. A. and Gilpin, M. E., Eds. *Metapopulation biology*. San Diego, USA, Academic Press.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settlele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207–251.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2011. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. Acessado em: 10/12/11.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fundo Cultura Econômica, Cidade do México.
- Laurance, W.F. & Yensen, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77–92.
- Laurance, W.F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in tropical Queensland. *Biological Conservation* 69: 23–32.
- Laurance, W.F. & Bierregaard Jr., R.O. (editors). 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago.

- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15: 237–240.
- Lopes, I.T. 2010. *Diversidade de aves no sub-bosque de florestas nativas plantadas e eucaliptais antigos*. Trabalho de conclusão de curso, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Mackenzie, D.I., Nichols, D.J., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. & Hines, J.E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Elsevier, Book Aid International and Sabre Foundation.
- Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in central Amazonian forest fragments. *Ecology* 75(8): 2438–2445.
- Mallet-Rodrigues, F., Parrini, R., Pimentel, L. S. & Bessa, R. 2010. Altitudinal distribution of birds in a mountainous region in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 27: 503–522.
- Marantz, C. A., Aleixo, A., Bevier, L. R. & Patten, M. A. 2003. *Family Dendrocolaptidae (Woodcreepers)*. Pp. 358–447 In: del Hoyo, J.; Elliott, A.; Christie, D.A. (ed.), *Handbook of Birds of the World*, v. 8. Lynx Edicions, Barcelona.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G. & Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184–2192.
- McGarigal, K. and Marks, B.J. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA Forest Service General Technical Report PNW–351.
- Mesquita, R.C.G., Delamônica, P. & Laurance, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation* 91: 129–134.
- Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445–463.
- Metzger, J.P., 2006 Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação* 4: 11–23.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2010. *Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção & Lista Nacional das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção*. Disponível em: www.mma.gov.br. Acessado em: 15 de julho de 2010.
- Minns, J.C., Buzzetti, D., Albano, C.G., Whittaker, A., Grosset, A.E. & Parrini, R. 2010. *Aves do Brasil*. DVD ROM.

- 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* 32: 793–810.
- Petit, L.J. & Petit, D.R. 2003. Evaluating the importance of human modified lands for neotropical bird conservation. *Conservation Biology* 17: 687–694.
- Prefeitura Municipal de Piracaia 2011. Disponível em <http://www.piracaia.sp.gov.br> Acessado em: 24 de setembro de 2011.
- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications* 11(1): 14–31.
- Ricketts, T.H. 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscape. *The American Naturalist* 158(1): 87–99.
- Robbins C.S., Dowell B.A., Dawson D.K., Colon J., Estrada R., Sutton A., Sutton R. & Weyer D. 1992. Comparison of Neotropical migrant land bird populations wintering in tropical forest, isolated forest fragments, and agricultural habitats. pp. 207–220. In: Hagan, J.M. & Johnston, D.W. (Eds). *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Land birds*, Smithsonian Institution Press.
- Ross, J.L.S. & Moroz, I.C. 1997. *Mapa geomorfológico do estado de São Paulo*. V. 1 e 2, FFLCH/USP, IPT, FAPESP, São Paulo (Escala 1:500.000).
- SABESP. 2010. Companhia de Abastecimento de Água, Coleta e Tratamento de Esgoto do Estado de São Paulo. Disponível em <www.sabesp.com.br> Acessado em: 15 de julho de 2010.
- Salati, E. & Nobre, C.A. 1991. Possible Climatic Impacts of Tropical Deforestation. *Climatic Change* 19: 177–196.
- São Paulo. 2010. *Criação de sistema de áreas protegidas do contínuo da Cantareira: Serra do Itaberaba e Itapetinga*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Relatório Final, Volume Principal, São Paulo.
- Schellhas, J. & Greenberg, R. 1996. *Introduction: the value of forest patches*. P.p. 15–36. In: Schellhas, J & Greenberg, R. (eds.). *Forest patches in tropical landscapes*. Island Press, Washington DC.
- Schickzelle, N. & Baguette, M. 2003. Behavioural responses to habitat patch boundaries restrict dispersal and generate emigration–patch area relationships in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* 72: 533–545.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira Ed., Rio de Janeiro.

- 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.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76: 2429–2445.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T. & Moskovits, D.K. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. & Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 69: 571–573.
- Thiollay, J. M. 1992. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. *Conservation Biology* 6: 47–63
- Tischendorf, L. & Fahrig, L., 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. Mini Review, *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. & Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8): 330–333.
- Uezu, A., Metzger, J.P. & Vielliard, J.M. 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507–519.
- Uezu, A., Metzger, J.P. & Beyer, D.D. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17: 1907–1922.
- Warkentin, I.G., Greenberg, R. & Salgado Ortiz, J. 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico, *Conseru. Biol.* 9: 1095–1106.
- Whately, M. & Cunha, P. 2007. *Cantareira 2006 – Um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo*. Resultados do Diagnóstico Socioambiental Participativo do Sistema Cantareira, Instituto Sócio Ambiental, São Paulo.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1–25.

CAPÍTULO 2

RESUMO

A perda e fragmentação dos habitats naturais são os principais causadores de extinções das espécies no planeta. Esses processos são provenientes, em sua maioria, por atividades antrópicas que retiram a vegetação nativa para diversos fins, causando o isolamento dos remanescentes florestais, que ficam, por vezes, envolvidos em matrizes inóspitas para muitas espécies. Para tentar entender em que contexto da paisagem pequenos fragmentos (4 a 10 ha) de Mata Atlântica podem influenciar no aumento da conectividade da paisagem, foram selecionados 30 fragmentos (15 em matriz de pasto e 15 em matriz de eucalipto) em um gradiente de proximidade entre outros fragmentos. Foi então testada, através da técnica de *playback*, a presença de onze espécies de aves (*Crypturellus obsoletus*, *Sittasomus griseicapillus*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Automolus leucophthalmus*, *Pyriglena leucoptera*, *Thamnophilus caerulescens*, *Schiffornis virescens*, *Chiroxiphia caudata*, *Habia rubica*, *Basileuterus culicivorus* e *B. leucoblepharus*) com diferentes requerimentos de habitat. Através de análises de AIC - *Akaike's Information Criterion* foi possível constatar que as espécies respondem de maneiras distintas às configurações da paisagem. Nos extremos temos espécies que ocorreram em todos os fragmentos (*B. culicivorus*) e aquelas que não foram detectadas em nenhum fragmento (*S. virescens* e *H. rubica*). Para as espécies que ocorreram parcialmente nos fragmentos, a variável matriz teve mais influência sobre a presença da maioria das espécies, comparado à variável proximidade, e essa foi mais influente quando a matriz é de eucalipto. Esse trabalho ilustra que a matriz de eucalipto é mais permeável se comparada a matriz pasto, facilitando a movimentação da avifauna entre os remanescentes, e que o uso de pequenos fragmentos está condicionado ao nível de exigência das espécies.

Palavra chave: Matriz, Conectividade, Proximidade, Aves, Eucalipto.

1. INTRODUÇÃO

A perda e fragmentação dos habitats naturais são os grandes causadores de ameaças à biodiversidade pelo planeta (Andrén, 1994; Fahrig, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007). A origem desses processos são geralmente atividades antrópicas que retiram a vegetação nativa, resultando em redução de área, isolamento dos fragmentos florestais ou ambos conjuntamente (Beier & Noss, 1998; Fahrig, 1998; Ferraz *et al.*, 2007; Morris, 2010). Por consequência, isso promove a diminuição da riqueza de espécies, porque os remanescentes podem se tornar pequenos para a permanência das espécies e isolados para serem colonizados através de outros fragmentos (Fahrig, 2003). Ademais, quando as espécies mais sensíveis aos efeitos da fragmentação ficam isoladas tornam-se mais susceptíveis às estocasticidades ambientais e demográficas (Fahrig, 2003), as relações intra e interespecíficas de competição por recursos são afetadas (Fischer & Lindenmayer, 2007), a variabilidade genética diminui (Manel *et al.*, 2003) e a persistência das metapopulações em longo prazo é reduzida (Hanski & Gilpen, 1997), fatores que podem levar espécies a extinções locais (Lindenmayer *et al.*, 1999).

O isolamento e a conectividade são aspectos que interferem na dinâmica das espécies em ambientes fragmentados. Enquanto que o isolamento reporta distâncias entre os remanescentes de habitat, a conectividade é o grau que uma paisagem tem de impedir ou facilitar a movimentação das espécies pela paisagem (Taylor *et al.*, 1993). Apesar de esses conceitos serem distintos eles estão correlacionados, pois a conectividade pode influenciar no isolamento efetivo das populações. As transformações da paisagem levam ao aumento das distâncias entre os fragmentos e por consequência a diminuição da conectividade estrutural (Collinge & Forman, 1998; Goodexin & Fahrig, 2002), porém estruturas da paisagem como corredores florestais (Haddad & Tewkbury, 2006; Candia-Gallardo, 2010) e *stepping stones* (Uezu *et al.*, 2008) podem ser elementos de conexão da paisagem reduzindo as distâncias. Assim como os pequenos fragmentos, que apesar do pouco conhecimento que se tem a respeito do uso dessas estruturas, é provável que também devam ter um papel importante em muitos cenários (Turner & Corlett, 1996; Renjifo, 2001; Schleuning *et al.*, 2011).

Há um consenso de que fragmentos grandes e inseridos numa paisagem com alta conectividade sejam os mais adequados para garantir a ocorrência de espécies mais sensíveis e ameaçadas. No entanto, o território ou área de vida de muitas espécies não está restrito a áreas contínuas de mata, e uma paisagem composta por diferentes remanescentes florestais pode permitir que essas espécies busquem suplementação do habitat (Dunning *et al.*, 1992). Sozinho os pequenos fragmentos, menores que 20 ha, são incapazes de suportar populações

viáveis em longo prazo, devido à escassa oferta de recursos (Willis, 1979; Bierregaard & Lovejoy, 1989; Bender *et al.*, 1998). No entanto, esses são importantes elementos da conectividade na redução das distâncias (Martensen *et al.*, 2008; Ribeiro *et al.*, 2009), sobretudo para espécies que apresentam a capacidade de atravessar ou utilizar a matriz inter-habitat (Fischer & Lindenmayer, 2002a; Fischer & Lindenmayer, 2002; Uezu *et al.*, 2008), para aves migratórias, pois esses podem oferecer abrigo e alimento (Robbins *et al.*, 1992) e para algumas aves generalistas ou até mesmo florestais, que podem utilizar essas áreas também como habitat (Estrada *et al.*, 1993; Warkentin *et al.*, 1995).

Alguns estudos revelam que em regiões fragmentadas a persistência de algumas espécies de aves nos remanescentes está principalmente relacionada à habilidade de dispersar através de outros habitats pela matriz, mais do que propriamente à disponibilidade de recursos (Baum *et al.*, 2004). Espécies florestais podem ainda usar áreas de mata secundária e pequenos fragmentos para se deslocar (Stouffer *et al.*, 2009), pois a utilização do ambiente e movimentação das espécies não depende estritamente do tamanho da área (Willis, 1979; Stouffer & Bierregaard, 1995; Pardini *et al.*, 2005). A utilização dos pequenos remanescentes deve ser fortemente influenciada pelo contexto da paisagem. Em situações que a paisagem é mais conectada estruturalmente (Taylor *et al.*, 1993; Metzger, 1999; Baum *et al.*, 2004), com a matriz mais permeável (Åberg *et al.*, 1995; Antongiovanni & Metzger, 2005; Uezu *et al.*, 2008) e os pequenos fragmentos mais próximos um do outro, eles devem ser usados mais frequentemente, embora até o momento não existam dados empíricos que corroborem essa hipótese.

A dinâmica dos indivíduos pela paisagem é dependente também das características das espécies e de como elas percebem os diferentes elementos da paisagem (Bélisle, 2005; Uezu *et al.*, 2005; Metzger, 2006). Uma maior similaridade da matriz em comparação à composição do habitat natural, por exemplo, pode facilitar a movimentação entre os remanescentes (Renjifo, 2001). O efeito da matriz tem sido fortemente estudado sob a perspectiva de como as aves enxergam a paisagem (Van Dorp & Opdam, 1987; Andrén, 1994; Åberg *et al.*, 1995; Uezu *et al.*, 2005; Fischer & Lindenmayer, 2007; Awade & Metzger, 2008; Martensen *et al.*, 2008; Boscolo & Metzger, 2009). Um estudo realizado nos Andes colombianos demonstrou que quase metade (47,9%) das aves florestais teve maior abundância em vegetação contínua do que em áreas fragmentadas. No entanto, quando a matriz é composta por estruturas mais complexas, como plantação de espécies exóticas (p.ex. eucaliptos), a probabilidade de se encontrar alta abundância de espécies dentro de fragmentos florestais é maior (Renjifo, 2001). Em outro estudo na Amazônia brasileira, foi observado que a riqueza da avifauna é

equivalente entre áreas de plantação de *Eucalyptus* e florestas secundárias (Barlow *et al.*, 2007). Essas estruturas proporcionam maior conectividade dos fragmentos em comparação com áreas abertas de pasto, mesmo que essas sejam espécies menos sensíveis e que utilizem áreas secundárias (Hawes *et al.*, 2008). Contudo, são poucos os estudos que contemplem a movimentação das aves através de matriz inter-habitat na região tropical, devido principalmente a dificuldades logísticas e metodológicas (Tischendorf & Fahrig, 2000).

As florestas tropicais estão entre as mais diversas em todo globo (Myers *et al.*, 2000) e grande parte dessa diversidade está na América do Sul. Devido a isso, e por ser uma das florestas mais ameaçadas do mundo, o bioma Mata Atlântica está em quarto lugar entre as áreas prioritárias para conservação (Myers *et al.*, 2000; Galindo-Real & Câmara, 2005). Cerca de 682 espécies de aves ocorrem nesse bioma, sendo 199 endêmicas (Stotz *et al.*, 1996; Birdlife International, 2000) e 104 incluídas em alguma categoria de ameaça de extinção (MMA, 2010). Os desafios pra conservação no bioma são grandes, pois atualmente restam apenas cerca de 11 a 16% de vegetação remanescente no Brasil, dos quais 83% são constituídos por pequenos fragmentos (<50 ha) apresentando alto índice de degradação (Ribeiro *et al.*, 2009). Apesar das iniciativas para conservação terem crescido em número e escala nos últimos 40 anos ainda são insuficientes para garantir a conservação da biodiversidade no bioma (Tabarelli *et al.*, 2005). Quando pequenos fragmentos são inseridos na paisagem, esses podem reduzir a índice de proximidade entre outros fragmentos na paisagem (Ribeiro *et al.*, 2009). Assim o objetivo do presente estudo é tentar entender em qual contexto da paisagem, os pequenos fragmentos (4 a 10 ha) podem ser usados por onze espécies de aves com diferentes requerimentos de habitat, em paisagens que variaram quanto ao grau de conectividade e tipo de matriz.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

Este estudo foi conduzido em fragmentos do bioma Mata Atlântica que estão inseridos no complexo montanhoso do corredor Cantareira-Mantiqueira. Essa região é considerada como uma Área Importante para Conservação de Aves do Brasil (IBA Cantareira – SP03 e IBA São Francisco Xavier/Monte verde – SP/MG02) devido possuir espécies localmente e globalmente ameaçadas de extinção. A região é também uma área de reprodução e ponto de parada para aves migratórias, onde já foram registradas mais de 60 espécies de aves endêmicas. Porém, grande parte da região é de mata secundária e ao longo dos anos vêm sofrendo pressão antrópica através da construção de estradas, crescimento imobiliário e a plantação de espécies exóticas para comercialização de madeira (Bencke *et al.*, 2006).

Os fragmentos estão localizados nos municípios de Nazaré Paulista (23°10'S - 46°24'O), Piracaia (23°03'S - 46°21'O), Joanópolis (22°57'S - 46°17'O), no Estado de São Paulo, e Camanducaia (22°54'S - 46°08'O), no Estado de Minas Gerais. A área de estudo é composta na grande maioria por remanescentes da Cantareira que estão em terrenos de altitudes que vão de 800 a 1200 m (São Paulo, 2010) e em áreas com predominância de plantios de eucalipto (Anexo 2).

O clima da região é subtropical de altitude, com temperatura média de 20°C, variando de 14°C a 23°C, com verão de setembro a março e inverno de abril a agosto (Köppen, 1948). A economia da região é baseada em hortifruticultura, pecuária e plantação em sistema de monocultura de espécies exóticas, principalmente de eucalipto.

Seleção das áreas

Foram selecionados 30 fragmentos que variam de 4 a 10 hectares, inseridos em paisagens com diferentes graus de conectividade, desde aquelas altamente conectadas até aquelas muito isoladas e com dois tipos de matrizes distintas: eucalipto e pasto. Para determinar os limites da paisagem foi criado um raio ao redor do fragmento de 500 m, permitindo assim encontrar a porcentagem de floresta na paisagem e o tipo de matriz (pasto ou eucalipto) inter-habitat. Na seleção das paisagens amostrais foram escolhidas áreas que estavam a altitudes entre 800 a 1080 m e foi tomado o cuidado de controlar outras variáveis que possivelmente pudessem influenciar nos resultados como estágio sucessional da vegetação (intermediário/avançado) e forma do fragmento (escolhendo os mais compactos).

Para determinação das áreas amostrais foi utilizado um conjunto de dados especializados, entre eles imagens de satélite em alta resolução obtida através do Google Earth© (satélite QuickBird) com banda pancromática de 60 cm de resolução. Em um primeiro momento todas as imagens foram georreferenciadas ou reprojetadas para um mesmo sistema de projeção WGS84. Esse mapa foi classificado no programa ArcGis em quatro categorias: pasto, água, eucalipto e mata, o que permitiu identificar as áreas com matrizes de eucalipto e pasto, e os pequenos fragmentos. Após a classificação as imagens passaram pelo programa FRAGSTATS (McGarigal & Marks, 1995) onde foi possível calcular as métricas da paisagem: área do fragmento, forma do fragmento, grau de proximidade (500 m) e área de borda (Figura 12).

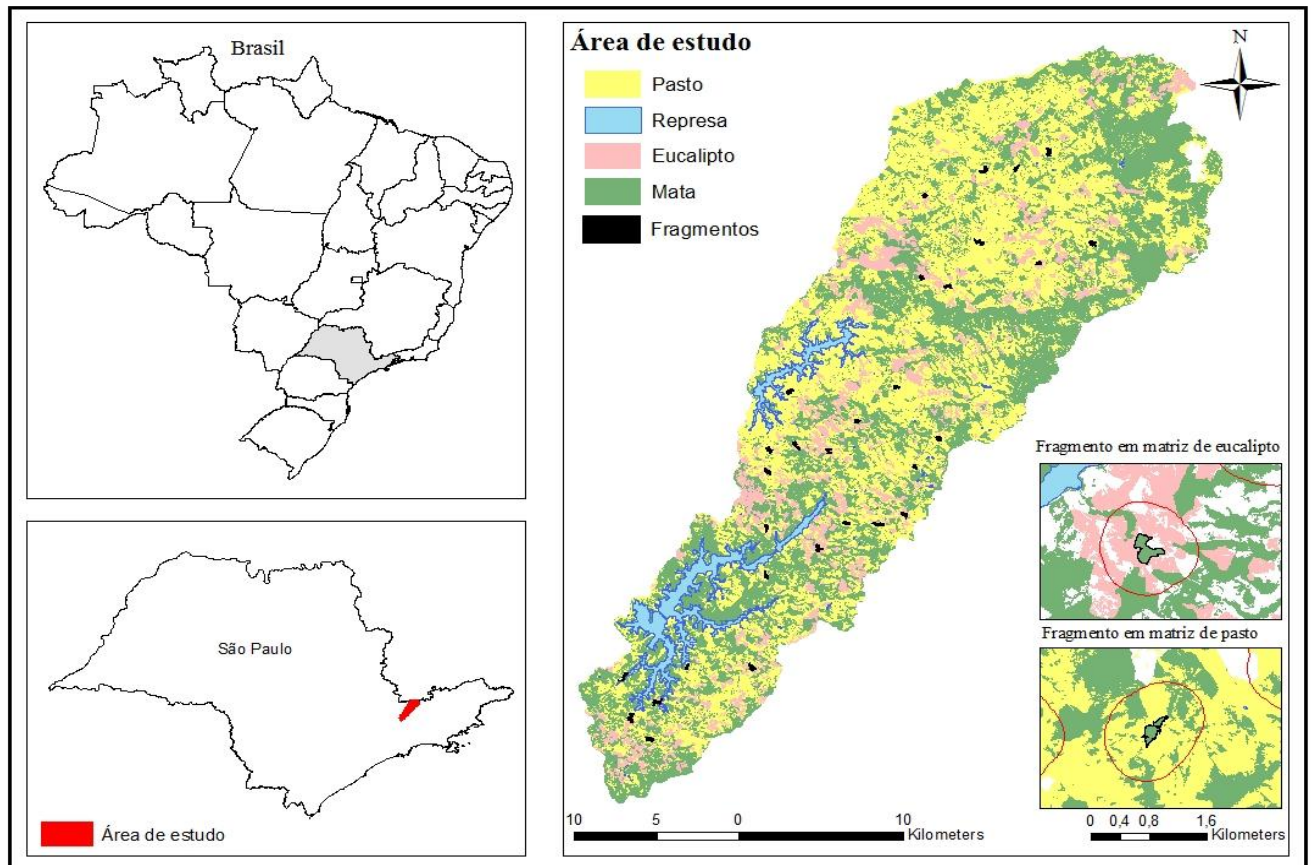


Figura 12: Mapa da localização da área de estudo e dos 30 fragmentos selecionados (15 em matriz de eucalipto e quinze em matriz de pasto). Sendo no canto inferior direito uma paisagem exemplo de fragmentos em matriz de eucalipto e uma em matriz de pasto.

Na seleção das áreas levou-se em conta o tipo de matriz (pasto e eucalipto), diferentes porcentagem de mata e proximidade dos fragmentos. Foram selecionados quinze fragmentos em matriz de eucalipto e quinze em matriz de pasto que seguiram um gradiente de proximidade entre os pequenos fragmentos com outros remanescentes, a fim de gerar dados sobre a possível relação entre a presença das espécies e alguma ou ambas variáveis (Anexo 2).

Para se certificar que as espécies selecionadas ocorriam naturalmente na região do estudo foram selecionadas três áreas controle (AC), todas com mais de 100 ha. A AC1, que está localizada na cidade de Nazaré Paulista (23°13'07S - 46°24'45O) em altitude média de 860 m assim como a AC2, que está localizada na cidade de Piracaia (23°06'17S - 46°17'33O) em altitude média de 900 m, foram necessárias duas visitas para observar todas as espécies do estudo, enquanto que na AC3, localizada na cidade de Joanópolis (22°55.15S - 46°06'12O) com altitude média de 1.300 m, em apenas uma visita foi verificada a presença de todas as espécies selecionadas não havendo necessidade de uma segunda visita. Os resultados das observações estão apresentados na tabela 1.

Tabela 1: Resultados de presença/ausência de espécies nas Áreas Controle (AC). Respondeu na primeira tentativa de playback (1), respondeu na segunda (2), respondeu na terceira tentativa (3), canto espontâneo (4) e respondeu após as três tentativas do playback (5).

Visita	AC 1		AC 2		AC 3
	Primeira amostragem	Segunda amostragem	Primeira amostragem	Segunda amostragem	Primeira amostragem
<i>Crypturellus obsoletus</i>	3	4	0	4	3
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	3	4	3	2	1
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	1	5	4	3	4
<i>Automolus leucophthalmus</i>	3	4	3	4	5
<i>Pyriglena leucoptera</i>	1	0	1	2	4
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	0	4	3	5	1
<i>Schiffornis virescens</i>	1	0	1	0	4
<i>Chiroxiphia caudata</i>	4	0	1	2	4
<i>Habia rubica</i>	5	0	1	0	3
<i>Basileuterus culicivorus</i>	4	4	4	4	1
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	3	4	3	4	4

Seleção das espécies

Para tentar entender quais características levam ao desaparecimento de algumas espécies de aves ou ao sucesso de outras, foram selecionadas espécies da avifauna com diferentes exigências de habitat que pudessem representar melhor a necessidade de um número maior de espécies da comunidade das aves (Metzger, 2006). Assim, todas são espécies residentes, ou seja, não realizam movimentos migratórios, têm facilidade de resposta ao playback, exigências alimentares diversas e são encontradas no sub-bosque e estrato vegetal médio. Espécies raras e ameaçadas são mais exigentes quanto à qualidade do habitat, assim essas espécies não foram selecionadas. Porém, para testar a importância dos pequenos fragmentos na conectividade da paisagem foram eleitas algumas espécies mais sensíveis à fragmentação como *Schiffornis virescens* e *Habia rubica*, algumas de exigência média, e outras menos exigentes como *Basileuterus culicivorus* e *Thamnophilus caerulescens*. Algumas como *Xiphorhynchus fuscus*, *Automolus leucophthalmus*, *Pyriglena leucoptera*, *S.*

virescens, *Chiroxiphia caudata* e *Basileuterus leucoblepharus* são endêmicas da Mata Atlântica (Stotz *et al.*, 1996).

Das espécies selecionadas, *Crypturellus obsoletus* (Tinamidae) é terrícola, com hábito alimentar onívora e tem baixo nível de sensibilidade à fragmentação (Sick, 1994; Stotz *et al.*, 1996); *Xiphorhynchus fuscus* e *Sittasomus griseicapillus* (Dendrocolaptidae), são espécies trepadoras que ocupam todos os estratos da floresta e são insetívoras, sendo que a primeira apresenta alto nível de sensibilidade enquanto que a segunda é menos sensível às mudanças de habitat (Stotz *et al.*, 1996). *X. fuscus* tem área de vida de 6 ha (Develey, 1997) e pode atravessar áreas abertas de até 75 m (Boscolo *et al.* 2008); *Automolus leucophthalmus* (Furnariidae) tem alimentação insetívora (Sick, 1997) e nível de sensibilidade mediano (Stotz *et al.*, 1996); *Pyriglena leucoptera* e *Thamnophilus caerulescens* (Thamnophilidae) são espécies insetívoras (Sick, 1997) e conseguem atravessar áreas abertas de até 60m (Uezu *et al.*, 2005; Awade & Metzger, 2008), sendo que *P. leucoptera* tem área de vida conhecida de 15,4 ha (Hansbauer *et al.*, 2008); *Schiffornis virescens* (Tityridae) alimenta-se principalmente de frutos, mas também pode consumir insetos. Sensível à fragmentação, tende a desaparecer em pequenos e isolados fragmentos florestais (Stotz *et al.*, 1996); *Chiroxiphia caudata* (Pipridae) é frugívora, tem área de vida de 8 ha (Hansbauer *et al.*, 2008), pode atravessar áreas abertas entre os fragmentos de até 130m de distância (Uezu *et al.*, 2005), e já foi observada usando áreas de plantação de eucalipto para dispersar entre fragmentos florestais (Dario & Almeida, 2000); *Habia rubica* (Cardinalidae) alimenta-se de pequenos frutos e de insetos, é espécie nuclear de bando misto e pode seguir formigas de correição (Develey & Peres, 2000; Sick, 1997) e assim como *S. virescens* é sensível aos efeitos das alterações do ambiente (Stotz *et al.*, 1996); *Basileuterus culicivorus* e *Basileuterus leucoblepharus* (Parulidae) possuem hábitos insetívoros (Sick, 1997) e grau mediano de sensibilidade (Stotz *et al.*, 1996), sendo que *B. culicivorus* pode atravessar áreas abertas de até 50m (Awade & Metzger, 2008).

Levantamento de aves

O método de playback tem sido utilizado para determinar a presença/ausência das espécies, e muitos padrões têm sido consolidados, tornando os levantamentos de avifauna mais precisos e eficientes. Nesse estudo a técnica consistiu em um minuto de playback da vocalização pré-gravada e 30 segundos de silêncio, numa sequência de três repetições, de acordo com Boscolo e colaboradores (2006). Assim para o atual trabalho, foram reproduzidas vocalizações gravadas em formato WAV e a espécie foi considerada ausente quando não

vocalizou espontaneamente e não respondeu após as três repetições de playback ou até a saída do fragmento. Foram feitas três amostragem em cada um dos 30 fragmentos, sendo uma no mês de setembro, uma em outubro e uma em novembro, pois as chances de detectabilidade são aumentadas quando os levantamentos são realizados em três dias não consecutivos e nos meses de maior atividade da espécie (Mackenzie *et al.*, 2006). Os levantamentos foram realizados no período da manhã, desde o nascer do sol até meio dia (6 a 12 h) sempre a mais de 50 m para dentro do fragmento para evitar a região de borda. Em cada dia de coleta e ponto amostral foram anotadas as condições ambientais, tais como presença de vento, nebulosidade, temperatura, a fim de se detectar fatores que possam influenciar na atividade das aves.

3. ANÁLISE DOS DADOS

Para testar como as estruturas da paisagem podem influenciar de diferentes maneiras a dinâmica das espécies, foram criados modelos com base nos dados do levantamento de presença/ausência das onze espécies de aves. Esses modelos são representações da relação de presença das espécies nos fragmentos, com tipo de matriz pasto/eucalipto (porcentagem calculada dentro do raio de 500 m) e o grau de proximidade (dentro do raio de 500 m). O índice de proximidade obtida através do programa FRAGSTATS™ 3.3 que leva em conta a distância entre o fragmento focal e cada um dos outros fragmentos que estão dentro de um raio de pesquisa, ou seja, uma paisagem pré-determinada (McGarigal & Marks, 1995).

Os cálculos foram feitos através de regressão simples (com apenas uma das variáveis) e múltiplas (com as duas variáveis). Foram, então, gerados quatro modelos (tabela 2), sendo estes repetidos para cada espécie que teve presença em pelo menos um dos fragmentos.

Outras variáveis que poderiam influenciar os resultados foram controladas. A altitude, no entanto, teve uma amplitude de 380 m, variando entre 810 a 1190 m. Foi verificado que essa amplitude não teve influência considerável na presença das espécies e devido à escassez de áreas amostrais que atendessem a todas as exigências elas foram mantidas.

Tabela 2: Variáveis da paisagem utilizadas para quatro modelos, em regressão linear: Simples (modelo1 e modelo2) e múltipla (modelos de 3 e 4). Prox500 - grau de proximidade do fragmento com os demais remanescentes e Matriz – tipo de matriz (pasto/eucalipto) em maior porcentagem dentro do raio de 500m. Modelo3 é a somatória das duas variáveis e Modelo4 é a interação das duas variáveis.

Modelo	Variável 1	Variável 2
Modelo1	Prox500	
Modelo2		Matriz
Modelo3	Matriz	Prox500
Modelo4	Matriz	Prox500

Após calcular os modelos generalizados no programa de pacotes estatísticos R 2.13.2, usou-se o Critério de Informação de Akaike - *AIC* (“Akaike’s Information Criterion”, Akaike, 1974), ajustado para amostras pequenas (Burnham & Anderson, 1998) para descrever a relação da presença das espécies de acordo com as características da paisagem. Esse modelo é útil para comparar modelos semelhantes de diferentes graus de complexidade. O *AIC* é um índice para ordenar os modelos que tem maior probabilidade de serem selecionados de acordo com as variáveis propostas, ou seja, quanto menor o valor mais próximo do modelo real (hipotético); o *AICc* seria o valor relacionado ao ajuste para amostras pequenas. São gerados diferentes parâmetros para explicar os dados: $\Delta iAIC$ (delta) diferença relativa de um modelo ao menor valor de *AIC*, sendo que valores menores de 2 são os mais representativos; *wAIC* (peso de evidência) é a chance do modelo ser selecionado, que varia de 0 a 1, no qual os maiores valores representam a maior chance do modelo responder melhor a presença da espécie.

Para obter maior probabilidade de detectabilidade das espécies selecionadas, foram realizadas três visitas em cada área. Os padrões de ocorrência das espécies nas áreas amostradas foram relacionados às métricas da paisagem (proximidade e matriz) e estimada probabilidades de detecção nos fragmentos para cada ave, usando assim essas informações para ajustar o modelo e reduzir as chances de resultados errôneos (espécies presentes, porém não detectadas). Somado ao fato dos dados serem coletados através de método ativo (playback) os resultados proporcionam uma probabilidade de detecção superior a 95%.

Propomos quatro modelos com as duas variáveis (Figura 2) para verificar estimativas de ocupação das espécies de acordo com os dados de presença coletados em cada uma das três visitas nos trinta fragmentos (totalizando 90 visitas). Assim os dados foram analisados com o pacote estatístico ‘Unmarked’ função ‘Occu’ (Fiske & Chandler 2010) do programa R 2.13.3 (R Development Core Team, 2009).

4. RESULTADOS

Apesar de ocorrer em todas as três áreas controles da região estudada, as espécies *Schiffornis virescens* e *Habia rubica* não foram registradas em nenhum dos 30 fragmentos em nenhuma das três tentativas, enquanto que *Basileuterus culicivorus* foi registrada em todos os fragmentos em pelo menos um dos meses de coleta. Portanto, essas espécies não foram consideradas nas análises de presença/ausência de acordo com as características da paisagem.

A análise dos dados demonstrou que a maior parte das espécies que ocorreram em pelo menos um dos fragmentos, mas não em todos, tiveram maior incidência em fragmentos inseridos em matriz de eucalipto (Figura13; Anexo3).

Na seleção de modelos, de acordo com os resultados de AICc e peso de evidência, cada espécie é afetada de diferentes maneiras pelas características da paisagem, uma vez que os modelos que melhor explicam a presença das espécies nos fragmentos diferiu entre as espécies. No entanto, alguns modelos foram mais frequentes que outros.

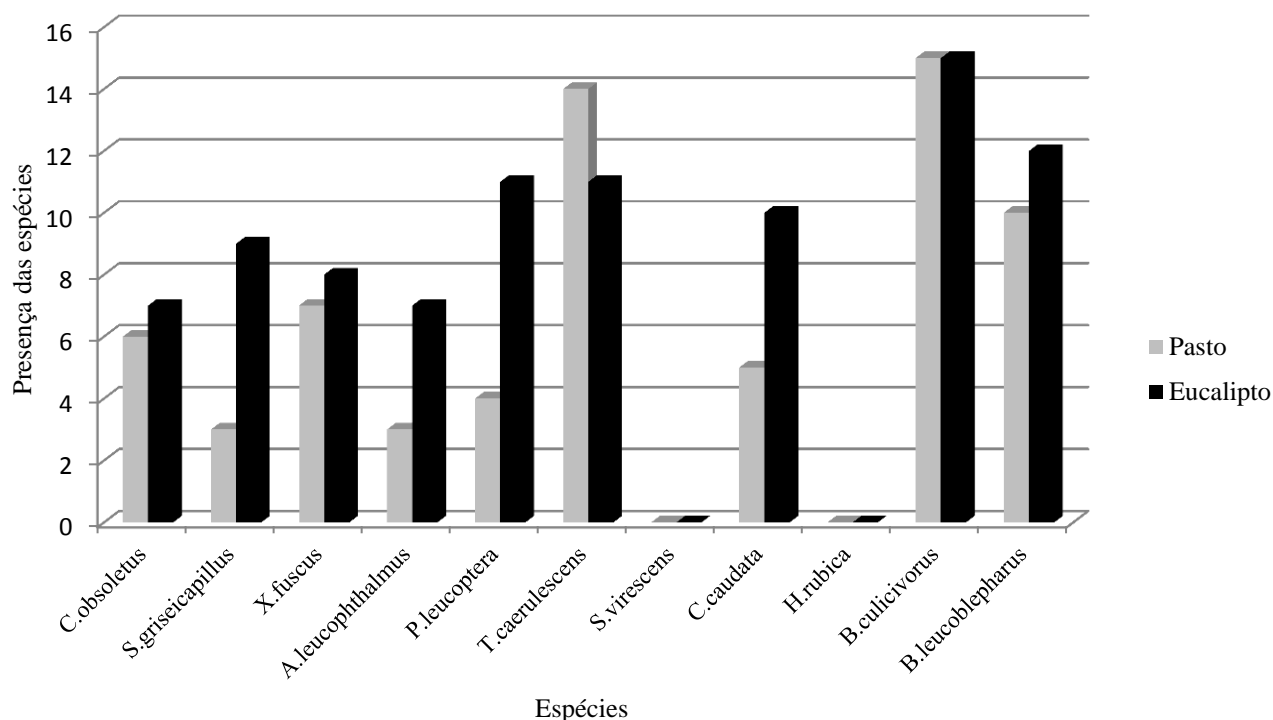


Figura 13: Presença das onze espécies seleccionadas nos 30 fragmentos de acordo com o tipo de matriz de pasto ou eucalipto

O modelo mais selecionado foi o Modelo2, no qual a variável representativa é a “matriz”, seguido do Modelo3, que representa as variáveis “matriz” somada a “proximidade”. O Modelo1, que representa a variável “proximidade no raio de 500 m”, no entanto, teve o maior peso de evidência para *C. obsoletus*, e o Modelo4, interação entre as variáveis “proximidade” e “matriz”, apareceu para *C. caudata* como melhor resposta para sua presença nos fragmentos.

O modelo nulo representa a incerteza de que as variáveis selecionadas respondam a presença da espécie e que essa pode ser ao acaso. Esse modelo foi o que teve maior peso de evidência para a presença *B. leucoblepharus* (Tabela 3).

Tabela 3: Modelos de regressão que melhor explicaram a presença das espécies de aves nos fragmentos de mata de acordo com os critérios de AIC. Variáveis – utilizadas para os modelos selecionados; AICc- estimativa de distância relativa do modelo “real”; R² - coeficiente de correlação, Δ_i AIC diferença relativa ao menor valor de AICc; wAIC (peso) - chance do modelo ser selecionado; Evidencia - razão relativa ao maior valor de wAIC.

Espécie	Modelo	Variáveis	AICc	R ²	Δ_i AIC	wAIC	Peso de evidência
<i>Crypturellus obsoletus</i>	Modelo3	Matriz+prox500	33,45	0,34	0	0,48	1
	Modelo4	Matriz*prox500	34,62	0,36	1,17	0,27	1,80
	Modelo1	Prox500	34,80	0,26	1,35	0,24	1,96
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Modelo2	Matriz	39,65	1,28	0	0,42	1
	Modelo3	Matriz+prox500	40,59	1,55	0,94	0,26	1,59
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Modelo1	Prox500	42,68	0,08	0	0,35	1
	Modelo3	Matriz+prox500	43,70	0,10	1,01	0,21	1,66
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Modelo2	Matriz	29,19	8,46	0	0,32	1
	Modelo0	Nulo	29,48	0,00	0,29	0,27	1,15
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Modelo2	Matriz	39,24	0,16	0	0,50	1
	Modelo3	Matriz+prox500	40,50	0,18	1,26	0,26	1,88
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Modelo2	Matriz	29,19	8,46	0	0,32	1
	Modelo0	Nulo	29,48	0,00	0,29	0,27	1,15
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Modelo4	Matriz*prox500	42,12	1,90	0	0,38	1
	Modelo2	Matriz	42,63	8,17	0,51	0,30	1,30
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Modelo0	Nulo	37,24	0,00	0	0,43	1
	Modelo2	Matriz	38,55	0,02	1,31	0,22	1,92

De acordo com os dados, as espécies respondem de diferentes maneiras ao grau de proximidade. No caso de *X. fuscus* os dados demonstram maior tendência para ocorrência da espécie quando o grau de proximidade é maior, enquanto que para *S. griseicapillus*, *T. caerulescens* e *B. leucoblepharus* a proximidade não teve influência considerável, apresentando valores de evidência menores (mais detalhes ver Anexo 4). Para *P. leucoptera* a proximidade pareceu ter um efeito inverso (Figura 14).

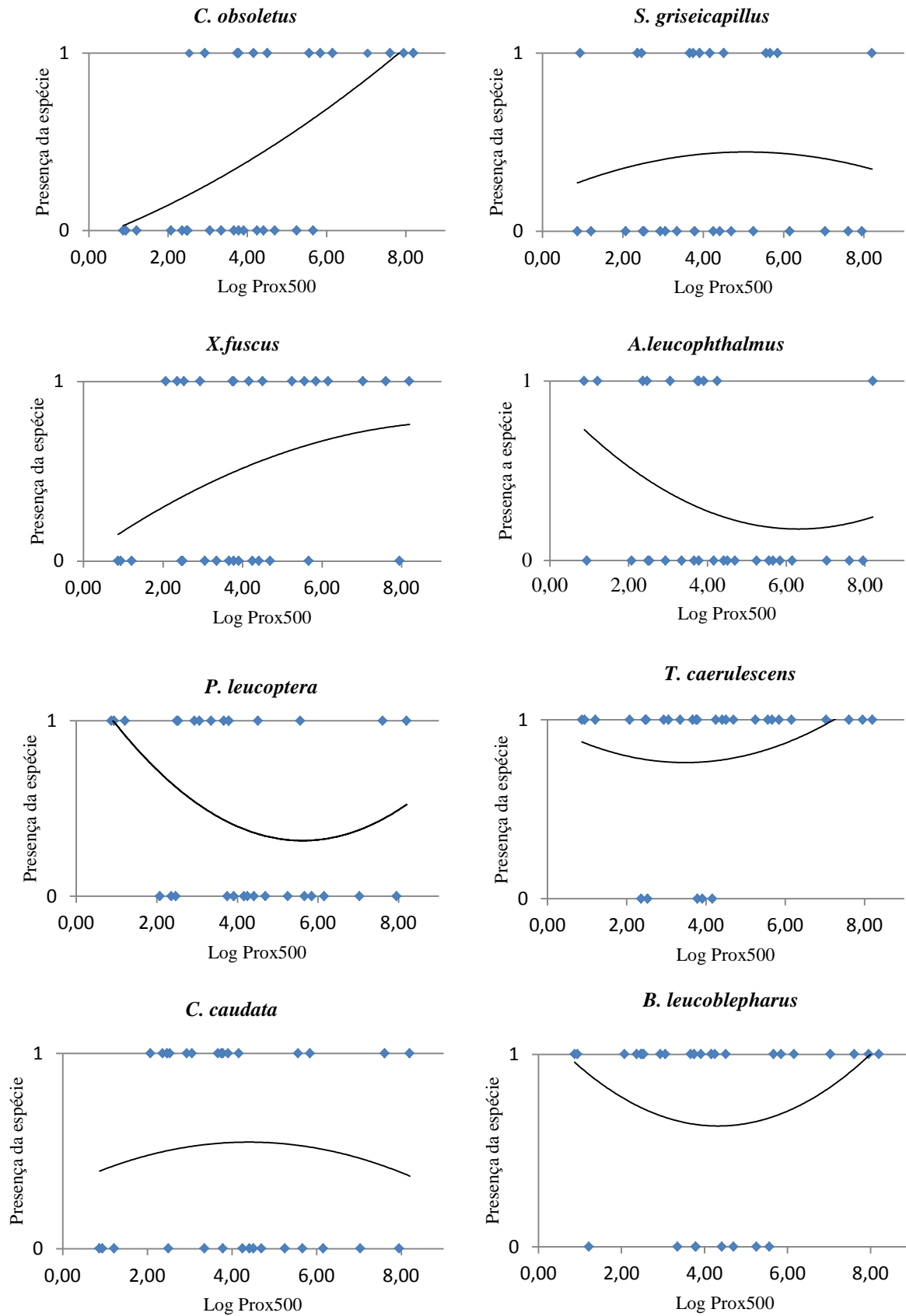


Figura 14: Presença (1) e ausência (0) das espécies nos 30 fragmentos no log do gradiente de proximidade dos remanescentes dentro do raio de 500 m

Os fragmentos que tiveram maior número de espécies presentes das 11 selecionadas foram: o P18 com nove espécies observadas (apenas *H. rubica* e *S. virescens* não foram detectadas), seguido do fragmento P13, com oito espécies presentes. O primeiro teve o maior índice de proximidade ($\log\text{Prox500} = 8,20$) e o segundo teve valor intermediário ($\log\text{Prox500} = 3,75$). Os fragmentos P16, P19, P20 e P22 tiveram sete presentes. Todos os fragmentos citados, com exceção do P16, estão inseridos em matriz de eucalipto. Os fragmentos que tiveram menos espécies detectadas foram P04 e P06, ambas com apenas duas espécies (*T. caerulescens* e *B. culicivorus*). Essas áreas estão em matriz de pasto e têm índice de proximidade médio ($\log\text{Prox500} = 4,70$ e $4,40$ respectivamente) (ver Anexo 3).

De acordo com os dados de presença das espécies nos fragmentos, foi possível criar dados de probabilidade de ocupação relacionando esses às métricas da paisagem para as diferentes espécies (Tabela 4).

Tabela 4: Resultados probabilidade de ocupação das espécies nos fragmentos. N – número e porcentagem de áreas amostrais onde a espécie foi detectada, relativo aos 30 fragmentos; Observações – refere-se ao total de observações em todos os fragmentos nas 90 visitas realizadas; p – probabilidade de detecção; SE – erro padrão. “*” espécies que devido à ausência em todos os fragmentos não entraram para as análises.

Espécies	N		Observações		Modelo 1		Modelo 2		Modelo 3		Modelo 4		Modelo nulo	
					p	SE	p	SE	p	SE	p	SE	p	SE
<i>C. obsoletus</i>	12	40%	20	22%	0,02	0,38	-0,10	0,42	0,06	0,37	0,05	0,38	-0,10	0,42
<i>S. griseicapillus</i>	13	43%	18	20%	-0,80	0,49	-0,80	0,44	-0,72	0,60	-0,73	0,32	-0,80	0,49
<i>X. fuscus</i>	15	50%	26	29%	0,03	0,37	0,04	0,37	0,06	0,36	0,09	0,35	0,04	0,37
<i>A. leucophthalmus</i>	11	37%	14	16%	0,09	0,21	0,13	0,24	0,09	0,21	0,09	0,21	0,09	0,21
<i>P. leucoptera</i>	15	50%	27	30%	0,19	0,35	0,17	0,36	0,16	0,37	0,18	0,36	0,17	0,36
<i>T. caerulescens</i>	27	90%	47	52%	0,09	0,21	0,13	0,24	0,09	0,21	0,09	0,21	0,09	0,21
<i>S. virescens</i>	0	0%	0	0%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00*
<i>C. caudata</i>	16	53%	29	32%	0,20	0,35	0,19	0,35	0,19	0,35	0,21	0,34	0,19	0,35
<i>H. rubica</i>	0	0%	0	0%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00*
<i>B. culicivorus</i>	30	100%	74	82%	1,53	0,28	1,53	0,28	1,53	0,28	1,53	0,28	1,53	0,28
<i>B. leucoblepharus</i>	20	67%	44	49%	0,93	0,31	0,93	0,31	0,93	0,31	0,93	0,31	0,93	0,31

5. DISCUSSÃO

Os resultados evidenciam a importância dos pequenos fragmentos para aves florestais com diferentes níveis de exigências de habitat. Esses, ainda, são mais utilizados pelas aves quando estão inseridos em matriz de eucalipto, comparado a matriz de pasto, e apresentam maior índice de proximidade com outros remanescentes. Portanto, dependendo do tipo de matriz e do grau de isolamento, os pequenos fragmentos podem ser usados por algumas espécies. Isso indica que são estruturas que podem auxiliar na conectividade de paisagens fragmentadas, sendo úteis para a conservação da avifauna no Corredor Cantareira-Mantiqueira.

Os dados indicam também que pequenos fragmentos desempenham um papel de conectividade para as espécies de aves que conseguem utilizar os elementos da paisagem, principalmente em paisagens com matrizes mais permeáveis. Tais resultados corroboram aqueles que demonstram que trampolins ecológicos são mais frequentemente utilizados quando se tem uma matriz mais permeável (Uezu *et al.*, 2008), bem como um estudo realizado na Austrália, onde a maior parte das espécies que conseguem transpor a matriz, e são encontradas em fragmentos com mais de 10 ha, também foram observadas em pequenos agrupamentos de árvores (Fischer & Lindenmayer, 2002a). Na medida em que uma espécie utiliza a matriz ela pode também ocupar os fragmentos, além de utilizar diferentes partes da paisagem de acordo com os diferentes estágios de seu ciclo de vida.

A espécie *Crypturellus obsoletus* embora seja considerada pouco sensível aos efeitos antrópicos por Stotz e colaboradores (1996), outros trabalhos apresentam contradições. Em corredores florestais a espécie apresentou baixo índice de encontro (Candia-Gallardo, 2010) e resposta positiva ao tamanho do fragmento na região do Planalto Paulista, São Paulo (Uezu, 2006). No presente trabalho *C. obsoletus* foi observada apenas em 12 dos 30 fragmentos e sua presença foi maior quando o modelo apresentou a associação das variáveis: índices de proximidade e matriz. A espécie esteve presente em fragmentos que apresentaram menor grau de isolamento e onde a matriz era de eucalipto, provavelmente porque essa é uma espécie terrícola e pode ter dificuldade de atravessar grandes distâncias, mesmo em matriz de eucalipto.

A proximidade entre os fragmentos também foi considerada importante característica para o deslocamento de *Xiphorhynchus fuscus*, pois se trata de uma espécie trepadora que só pousa na vertical, precisando atravessar áreas abertas em um único voo, o que pode limitar a capacidade de dispersão da ave (Boscolo *et al.*, 2008). Essa capacidade da espécie foi também

observada por Boscolo e Metzger (2011), onde verificaram que o tamanho e a forma do fragmento, analisados de maneira isolada, não são bons determinantes para a presença dessa espécie, quando comparados à quantidade de floresta e principalmente à proximidade com outras manchas. Assim, trampolins ecológicos (Boscolo *et al.*, 2008; Uezu *et al.*, 2008), corredores florestais (Candia-Gallardo, 2010) e pequenos fragmentos podem facilitar a movimentação da espécie entre os fragmentos diminuindo as distâncias.

Apesar de *Sittasomus griseicapillus* ser um Dendrocolaptidae, assim como *X. fuscus*, a proximidade parece não ter influenciado tanto na presença da espécie quanto a matriz. O modelo que melhor explicou a presença da espécie foi o representado pela matriz, e essa ocorreu com maior frequência onde a matriz era eucalipto. Esse resultado indica que a matriz de eucalipto é mais permeável para a espécie em comparação à matriz de pasto. Já para a presença de *X. fuscus*, o tipo de matriz não pareceu ser o fator de maior relevância, pois o número de fragmentos envolvidos por matriz de eucalipto ou de pasto tiveram proporções similares. No entanto, Dario & Almeida, 2000 observaram que a matriz de eucalipto é utilizada para o deslocamento de *X. fuscus* pela paisagem.

A diferença no número de fragmentos ocupados por *S. griseicapillus* comparada a *X. fuscus* é baixa, porém quando observado o número total de registros para cada espécie em todos os 90 levantamentos, 18 registros e 26 registros respectivamente, é possível notar a diferença. Embora Stotz e colaboradores (1996) considerem *S. griseicapillus* com sensibilidade média e *X. fuscus* com alto grau de sensibilidade a atividades antrópicas, e essa característica tenha sido observada também em outras fisionomias do Estado de São Paulo (Uezu, 2006), nesse estudo ela se demonstrou inversa entre as duas espécies. Um estudo na região amazônica mostrou que *S. griseicapillus* foi extinto em fragmentos isolados de um hectare e não houve recolonização (Stouffer *et al.*, 2009). Em outro estudo na Mata Atlântica, a espécie foi observada em ambientes de plantio de eucalipto abandonado há mais de 50 anos, porém com sub-bosque denso (Lopes, 2010). A ocorrência de arapaçus em pequenos fragmentos pode ser afetada pela redução de nicho devido à falta de árvores grandes e, consequentemente, baixo diâmetro dos troncos (Terborgh, 1977; Brooke, 1983; Maldonado-Coelho & Marini, 2000). Maldonado-Coelho e Marini (2000) ainda citam que a ausência de *S. griseicapillus* em pequenos fragmentos pode estar relacionada à baixa resiliência desta espécie. Os resultados encontrados podem indicar uma maior detectabilidade de *X. fuscus*, ou ainda que *S. griseicapillus* é mais sensível aos efeitos da fragmentação nessa região.

Embora *Schiffornis virescens* e *Habia rubica* tenham sido registradas em todas as áreas controle, não foram detectadas em nenhum fragmento nesse estudo. *H. rubica* é uma

espécie insetívora, nuclear de bando misto da Mata Atlântica e que pode ser seguidora ocasional de formigas de correição (Develey & Peres 2000). A ausência da espécie em fragmentos menores que 10 ha pode estar relacionada ao fato de que aves que possuem hábitos insetívoros geralmente são mais sensíveis ao processo de fragmentação (Willis, 1974, 1979; Karr, 1982, Thiollay, 1992, Stouffer & Bierregaard, 1995), e de que espécies que na mata contínua costumam se agrupar em bandos desaparecem dos fragmentos mais rapidamente (Van Houtan *et al.*, 2006). Algumas hipóteses têm sido sugeridas sobre a sensibilidade de aves insetívoras à fragmentação, entre elas a alterações no microclima (Canaday, 1996), baixo poder de dispersão (Stouffer & Bierregaard, 1995) e escassez de alimento (Burke & Nol, 1998; Zarette *et al.*, 2000). Diversos estudos têm demonstrado que a maioria dos grupos de invertebrados diminui com a fragmentação (Lovejoy *et al.*, 1986; Didham, 1997; Ricketts *et al.*, 2001; Van Houtan *et al.*, 2006), alterando a fauna de serapilheira e o ritmo da decomposição; ocorrem perdas nas comunidades de formigas e diminuem os recursos para as aves insetívoras, fato que incide principalmente em pequenos fragmentos (Schleuning *et al.*, 2011).

Considerando que *H. rubica* é uma espécie nuclear de bando misto, a sua ausência pode causar consequências para outras espécies, já que a espécie nuclear de bando misto proporciona estabilidade e integração dos bandos (Stotz, 1993; Powell, 1979; Maldonado-Coelho, 2000). Ademais, alguns estudos demonstram que bandos mistos tendem a desaparecer em pequenos fragmentos após poucos anos da fragmentação, mesmo que a área do fragmento seja maior do que a área de vida do bando (Bierregaard & Lovejoy 1989; Stotz, 1993; Develey, 1997).

A *Pyriglena leucoptera* é uma seguidora ocasional de formigas de correição, porém foi registrada comumente nos pequenos fragmentos, demonstrando menor nível de sensibilidade aos efeitos da fragmentação se comparada a *H. rubica*, fato talvez relacionado à habilidade de usar área de borda para forragear (Hansbauer *et al.*, 2008) e atravessar áreas abertas principalmente onde a matriz é mais permeável (Uezu *et al.*, 2005). Na região do presente estudo a matriz parece ser uma variável importante no contexto da paisagem para essa espécie, já que o peso de evidência para essa variável foi consideravelmente maior que para os demais. *P. leucoptera* foi encontrada com maior frequência onde os fragmentos estavam envolvidos em matriz de eucalipto, contradizendo estudo que demonstrou que a espécie não usa comumente áreas de plantação de eucalipto, mesmo quando essas já possuem sub-bosque (Dario & Almeida, 2000). Outros estudos já haviam demonstrado que a ocorrência e a abundância de *P. leucoptera* são afetadas, sobretudo, pela conectividade

estrutural da paisagem, sendo as características espaciais dos fragmentos não tão importantes para a espécie (Uezu *et al.* 2005; Boscolo, 2007; Boscolo & Metzger, 2011) e que seu deslocamento pela paisagem, aparentemente, são dificultados em áreas abertas (Candia-Gallardo, 2010), podendo ocorrer somente em fragmentos maiores (Uezu & Metzger, 2011). Característica que pode explicar a preferência pela matriz de eucalipto na movimentação da espécie pela paisagem.

Algumas espécies tiveram nos resultados de AIC o modelo nulo como um dos mais selecionados, inferindo que as variáveis dependentes selecionadas não são boas preditoras para a presença dessas espécies nos fragmentos e que a ocorrência dessas pode ser ao acaso. Para *Basileuterus leucoblepharus*, o modelo nulo teve o peso de evidência superior aos demais modelos, e no caso de *Automolus leucophthalmus* e *Thamnophilus caerulescens*, apesar de o modelo2, representando a matriz, ter valor de evidência maior que o modelo nulo, este também foi um dos mais selecionados. Além disso, *A. leucophthalmus* já foi observada utilizando corredores com larguras menores que 60m (Candia-Gallardo, 2010), o que pode representar uma facilidade em transpor a matriz e de utilizar estruturas da paisagem. Em regiões próximas aos seus limites de distribuição, como o extremo oeste do Estado de São Paulo, *A. leucophthalmus* e *B. leucoblepharus*, assim como *Chiroxiphia caudata*, parecem ser menos abundantes, mesmo em grandes fragmentos (400 ha), e não ocorrem em fragmentos menores que 100 ha (Uezu & Metzger, 2011), fenômeno distinto do observado neste trabalho e em outros realizados na região leste do Estado (Uezu *et al.*, 2005; Martensen *et al.*, 2008).

Embora Stotz e colaboradores (1996) citem *B. culicivorus* e *B. leucoblepharus* com o mesmo nível de sensibilidade médio, observamos no presente trabalho que existe uma diferença no grau de sensibilidade entre eles, pois *B. culicivorus* ocorreu em todos os fragmentos enquanto que *B. leucoblepharus* ocorreu em apenas 20, sendo também que a taxa de detecção diferiu consideravelmente entre as espécies.

Algumas espécies de aves podem sobreviver e habitar pequenos fragmentos nas florestas tropicais (Turner & Corlett, 1996). As espécies *X. fuscus*, *C. caudata* e *P. leucoptera* necessitam de área de vida menor que 10 ha para sobreviver, conseguindo também atravessar áreas abertas de considerável distância (Duca *et al.*, 2006; Develey 1997; Hansbauer *et al.*, 2008). Portanto, o tamanho da área de vida reduzido das espécies aumenta sua possibilidade de sobrevivência nos pequenos fragmentos. Todos os fragmentos estudados têm de 4 a 10 ha e, conseqüentemente, podem ser usados por algumas espécies não apenas como ponto de passagem para fragmentos maiores, mas também como habitat. Um exemplo disso é o fato de terem sido registradas atividades reprodutivas de um pula-pula-assobiador (*B.*

leucoblepharus) com ninho e ovos (Anexo 5) e atividade de *display* do tangará (*C. caudata*) em dois fragmentos do estudo.

A região de estudo é composta por um complexo montanhoso o que dificulta a utilização do solo para diferentes fins. No entanto, a plantação de eucalipto é uma das culturas onde a inclinação do solo não é um fator impeditivo e talvez por isso também os pequenos agricultores da região optem por essa cultura na região. Na Mata Atlântica o maior número de espécies de aves é encontrado em altitudes que vão de 100 a 400 m, porém espécies florestais de áreas montanhosas são provavelmente as mais vulneráveis dos trópicos, principalmente quando essas áreas apresentam alto valor comercial para a exploração de agricultura ou imobiliário (Stotz *et al.*, 1996).

As espécies respondem de maneiras distintas às estruturas e configuração da paisagem (Uezu & Metzger, 2011). No presente estudo a “matriz” foi a variável que mais teve influência na presença da maioria das espécies nos pequenos fragmentos, se comparada à variável “proximidade com outros remanescentes”. Em fragmentos onde a matriz é de eucalipto, as espécies foram mais frequentes, evidenciando que geralmente essa é mais permeável para o deslocamento das espécies em relação à matriz de pasto, porém esse tipo de cultura pode não oferecer recursos, servindo apenas de passagem para muitas espécies. Regiões com potencial de produção de madeira de espécies exóticas, tal como o eucalipto, deveriam ser alvo de estudos e planos de manejo, uma vez que passam por corte raso periódico, que em alguns casos variam de quatro a sete anos (Higa *et al.*, 2000). Essa dinâmica de corte do eucalipto altera frequentemente o ambiente, fator que pode influenciar fortemente a dinâmica de deslocamento das aves entre os fragmentos. Uma alternativa razoável seria manter fragmentos ou corredores que permitissem a movimentação das espécies pela paisagem (Uezu *et al.*, 2008; Fischer & Lindenmayer, 2002b). Ou ainda, criar planos de manejo adequado e estratégias que podem ter uma maior contribuição para a conservação de espécies em regiões fragmentadas, ao invés de focar somente no tamanho e a configuração de manchas remanescentes (Prugh *et al.*, 2008).

A composição e a configuração da paisagem na Mata Atlântica são fatores importantes que podem influenciar na persistência das espécies (Develey & Metzger, 2006). No entanto, a diversidade na ocupação do solo proporciona um mosaico na paisagem que pode ser utilizado por diversas espécies com níveis diferentes de exigência de habitat. Em áreas fragmentadas, esses elementos da paisagem, sejam eles de origem antrópica ou não, podem ser usados com maior frequência.

6. CONCLUSÃO

Nossos resultados demonstraram que o efeito do tipo de matriz e da proximidade com outros remanescentes florestais são variáveis que influem no uso de pequenos fragmentos por algumas espécies de aves. Isso infere que pequenos fragmentos podem contribuir para o aumento da conectividade da paisagem e são utilizados por espécies com diferentes graus de sensibilidade. Porém, nem todas as espécies de aves conseguem atravessar entre os fragmentos, mesmo que esses estejam inseridos em matrizes permeáveis, sendo que na região da Cantareira-Mantiqueira a matriz de eucalipto foi mais permeável comparada com a de pasto. Portanto:

- O tipo de matriz inter-habitat (pasto e plantação de eucalipto) tem influência na presença da avifauna em pequenos fragmentos, sendo a matriz de eucalipto a mais permeável para a maior parte das espécies.
- A conectividade da paisagem é outro fator de influência sobre a dinâmica de algumas espécies de aves entre os fragmentos, pois algumas estão condicionadas à incapacidade de atravessar longas distâncias.
- As espécies respondem de maneiras diversas ao diferentes contextos da paisagem da região da Cantareira-Mantiqueira. Mesmo quando apenas as variáveis matriz e grau de proximidade entre os fragmentos são levadas em conta, os efeitos são bem distintos entre as espécies. Nos extremos temos espécies que usam os pequenos fragmentos indiferente do contexto, enquanto que outras não usam pequenos fragmentos. Algumas espécies ainda usam pequenos fragmentos, porém têm preferência por matrizes de eucalipto ou conseguem atravessar apenas áreas que estejam mais próximas entre si.

Determinadas espécies são afetadas pela fragmentação, independente da presença de pequenos fragmentos, mesmo quando esses estão em matriz de eucalipto e em altos níveis de proximidade. Portanto, outras estratégias de conservação devem ser avaliadas, tal como a manutenção de grandes blocos de floresta e planos de manejo para os pequenos produtores da região, já que a plantação de eucalipto é um dos maiores fatores de contribuição para a economia local e é mais permeável do a matriz pasto para o deslocamento das espécies na região.

7. IMPLICAÇÕES PRA CONSERVAÇÃO

Alguns autores sugerem que para a conservação da biodiversidade seriam necessários fragmentos grandes (p.ex. Fahrig, 1997; Trzcinski *et al.*, 1999), porém se observarmos paisagens da Mata Atlântica atual, verificamos que essa é composta em sua grande maioria por pequenos fragmentos (Myers *et al.*, 2000; Ribeiro *et al.*, 2009). O uso desses pequenos fragmentos está condicionado ao nível de exigência das espécies, onde em determinadas condições de proximidade e matriz mais permeável esses remanescentes podem contribuir para a conectividade da paisagem. Portanto para que esses sejam utilizados pelas espécies estratégias para criar conectividade entre os fragmentos devem ser atendidas, contribuindo assim para a conservação das espécies de aves.

Os pequenos fragmentos podem permitir o aumento do fluxo da avifauna pela paisagem mesmo que seja apenas para as espécies menos sensíveis e generalistas, proporcionando a restauração de funções biológicas perdidas e trocas gênicas dessas espécies. Além do que se a conectividade da paisagem for mantida e condições mínimas necessárias para a manutenção das espécies for sustentada, permitirá a recolonização de espécies que estejam em outros remanescentes e já tenham sido extintas localmente (Renjifo, 1999; Fischer & Lindenmayer, 2002b).

Nos neotrópicos as florestas secundárias e plantações de árvores exóticas podem desempenhar um considerável papel de conservação na escala da paisagem, já que a maior parte das espécies de aves estudadas consegue utilizar melhor os pequenos fragmentos quando esses estão inseridos em matriz de eucalipto. Em locais onde a floresta nativa foi alterada ou restaram apenas fragmentos, estas plantações ainda podem ser usadas como habitat para inúmeras espécies. Além disso, plantações de árvores em regiões tropicais têm sido sugeridas como um meio de regeneração incentivado para terras degradadas (Lamb, 1998), ou mesmo criando barreiras de proteção contra efeito de borda para florestas primárias.

A principal fonte econômica da região é baseada na extração de madeira proveniente, em sua grande parte, do eucalipto. Apesar de ser um sistema de monocultura que passa por corte raso a cada 4 a 7 anos (Higa *et al.*, 2000), na região de estudo ele é mais permeável para a avifauna se comparado ao pasto, e em situação de abandono permite a regeneração de sub-bosque. Essa condição permite a formação de habitat para muitas espécies, como *T. caeruleus* observado na região de estudo por diversas vezes utilizando essas áreas. O plantio de espécies exóticas para a exploração de madeira, ainda possibilita a redução na demanda pela exploração de árvores nativas (Higa *et al.*, 2000). Para tanto, sugerimos planos

de manejo adequado nas plantações de eucalipto e incentivos para conservação dos pequenos fragmentos, para que esses possam proporcionar a manutenção da comunidade de avifauna.

Como benefício para a biodiversidade, as plantações de eucalipto, se comparada ao pasto, podem prorrogar os processos de extinção da avifauna, pois essas permitem uma maior conectividade entre os remanescentes possibilitando a movimentação da avifauna. Além do que pequenos fragmentos que ainda restam na região, e estão inseridos nesse contexto, podem servir de trampolim para outros fragmentos ou mesmo habitat para diversas espécies de aves. Mesmo quando já tenham sido perdidas as espécies mais sensíveis, os pequenos fragmentos possibilitam a conservação das espécies menos exigentes, pois é esperado que seja dado o devido valor às espécies mais comuns para que não se tornem raras num futuro próximo.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Åberg, J., Jansson, G.; Swenson, J. E. & Angelstam, P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasai*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103: 265–269.
- 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.
- 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.
- Akaike, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19: 719–723.
- Awade, M. & Metzger, J.P. 2008. Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology* 33: 863–871.
- Barlow, J., Mestre, L.A.M., Gardner, T.A., Carlos, A.P. 2007. The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biological Conservation* 132(2): 212–231.
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P. & Cronin, J.T. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85: 267–275.
- Beier, P. & Noss, R.F. 1998. Review: do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.
- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86: 1988–1995.
- Bencke, G.A., Mauricio, G.N., Develey, P.F., Goerck, J.M. (org). 2006. *Áreas Importantes para a Conservação das Aves do Brasil. Parte I – Estados de Domínio da Mata Atlântica*. SAVE Brasil, São Paulo.
- Bender, D.J, Contreras, T.A. & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2): 517–533.
- Boscolo, D., Metzger, J. P., Vielliard, J.M.E. 2006. Efficiency of playback for assessing the occurrence of five birds species in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 78: 629–644.
- Boscolo, D. 2007. *Influência da estrutura da paisagem sobre a persistência de três espécies de aves em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.

- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M. & Metzger, J.P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica* 40(3): 273–276.
- Boscolo, D. & Metzger, J.P. 2009. Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24: 907–918.
- Boscolo, D. & Metzger, J.P. 2011. Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34: 1–12.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 1998. *Model selection and inference: a practical information-theoretic approach*. 2^a Ed., Springer Verlag, New York.
- Candia-Gallardo, C. 2010. *O valor de corredores florestais para a conservação de aves em paisagens fragmentadas*. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo.
- Dario, F.R. & Almeida, A.F. 2000. Influence of Forest corridor on avifauna of the Atlantic Forest. *Scientia Florestalis*, 58: 99–109.
- Develey, P.F. 1997. *Ecologia de bandos mistos de aves de Mata Atlântica na Estação Ecológica Juréia-Itatins, São Paulo, Brasil*. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Brasil.
- 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. & Metzger, J.P. 2006. *Emerging threats to birds in Brazilian forest: the roles of forest loss and configuration in a severely fragmented ecosystem*. Pp. 269–290. In: Peres, C.A. & Laurance, W. (org.). *Emerging threats to tropical forest*. 1st Ed., University of Chicago Press, Chicago.
- Duca C., Guerra, T.J. & Marini, M.A. 2006. Territory size of three antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23(3): 692–698.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65(1): 169–175.
- Estrada, A., Coates-Estrada, R., Meritt Jr, D., Montiel, S. & Curiel, D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245–257.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105: 273–292
- Fahrig, E., 2003. The effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review on Ecology and Systematics* 34: 487–515.

- Ferraz, G., Nichols, J.D., Hines, J.E., Stouffer, P.C., Bierregaard Jr, R.O. & Lovejoy, T.E. 2007. A large-scale deforestation experiment: Effects of patch area and isolation on Amazon birds. *Science* 315: 238–241.
- Fisher, J. & Lindenmayer, D. B. 2002a. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 1. Species composition and site occupancy patterns. *Biodiversity and Conservation* 11: 807–832.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2002b. The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Paddock trees as stepping stones. *Biodiversity and Conservation* 11: 833–849.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265–280.
- Fiske, I. & Chandler, R. 2010. *Unmarked: models for data from unmarked animals*. R package v. 0.8-1. Disponível em <<http://CRAN.R-project.org/package=unmarked>>.
- Galindo-Leal, C. & Câmara, I.G. 2003. *The Atlantic Forest of South America. Biodiversity status, threats and outlook*. Conservation International, Island Press.
- Hansbauer, M.M., Storch, I., Pimentel, R.G. & Metzger, J.P. 2008. Comparative range use by three Atlantic Forest understory bird species in relation to forest fragmentation. *Journal of Tropical Ecology* 24(3): 291–299.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. 1997. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. Academic Press. San Diego, California.
- Hawes, J., Barlow, J., Gardner, T.A. & Peres, C.A. 2008. The value of forest strips for understorey birds in Amazonian plantation landscape. *Biological Conservation* 141: 2262–2278.
- Higa, R.C.V., Mora, A.L. & Higa, A.R. 2000. *Plantio de eucalipto na pequena propriedade rural*. Embrapa Florestas, Documentos, 54.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fundo Cultura Econômica, Cidade do México.
- Lamb, D. 1998. Large scale ecological restoration of degraded tropical forests lands: the potential role of timber plantations. *Restoration Ecology* 6: 271–279.
- Lopes, I.T. 2010. *Diversidade de aves no sub-bosque de florestas nativas plantadas e eucaliptais antigos*. Trabalho de conclusão de curso, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Mackenzie, D.I., Nichols, D.J., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. & Hines, J.E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling*. Elsevier, Book Aid International and Sabre Foundation.

- Mallet-Rodrigues, F., Parrini, R., Pimentel, L. S. & Bessa, R. 2010. Altitudinal distribution of birds in a mountainous region in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 27: 503–522.
- Manel, S., Schwartz, M.K., Luikart, G. & Taberlet, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 189–197.
- Martensen, A.C., Pimentel, R.G. and Metzger, J.P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: Implications for conservation. *Biological Conservation* 141: 2184–2192.
- McGarigal, K. and Marks, B.J. 1995. *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA Forest Service General Technical Report PNW–351.
- Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445–463.
- Metzger, J.P., 2006 Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. *Natureza & Conservação* 4: 11–23.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA, 2010. *Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção & Lista Nacional das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção*. Disponível em: www.mma.gov.br. Acessado em: 15 de julho de 2010.
- Morris R.J. 2010. Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: a network structure and ecosystem functioning perspective. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 365: 3709–3718.
- 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* 32: 793–810.
- 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 in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124: 253–266.
- Prugh, L.R., Hodges, K.E., Sinclair, A.R.E & Brashares, J.S. 2008. Effect of habitat area and isolation fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105(52): 20770–20775.
- R Development Core Team. 2009. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em <<http://www.R-project.org>>.

- Renjifo, L. M. 2001. Effect of natural and anthropogenic landscape matrices on the abundance of subandean bird species. *Ecological Applications*, 11(1): 14–31.
- Robbins C.S., Dowell B.A., Dawson D.K., Colon J., Estrada R., Sutton A., Sutton R. & Weyer D. 1992. Comparison of Neotropical migrant land bird populations wintering in tropical forest, isolated forest fragments, and agricultural habitats. pp. 207-220. In: Hagan, J.M. & Johnston, D.W. (Eds). *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Land birds*, Smithsonian Institution Press.
- São Paulo. 2010. *Criação de sistema de áreas protegidas do contínuo da Cantareira: Serra do Itaberaba e Itapetinga*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Relatório Final, Volume Principal, São Paulo.
- Schleuning, M., Farwig, N., Peters, M.K., Bergsdorf, T., Bleher, B., Brandl, R., Daliz, H., Fischer, G., Freund, W., Gikungu, M.W., Hagen, M., Garcia, F.H., Kagezi, G.H., Kaib, M., Kraemer, M., Lung, T., Naumann, C.M., Schaab, G., Templin, M., Uster, D., Wägele, J.W. & Gaese, K.B. 2011. Forest fragmentation and selective logging have inconsistent effects on multiple animal-mediated ecosystem processes in a tropical forest. *PLoS ONE* 6(11): e27785. doi:10.1371/journal.pone.0027785.
- Sick, H. 1997. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira Ed., Rio de Janeiro.
- Stouffer, P.C. & Bierregaard Jr, R.O. 1995. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds: effects of fragment size, surrounding secondary vegetation, and time since isolation. *Ecology* 76: 2429–2445.
- Stouffer, P.C., Johnson, E.I., Bierregaard Jr, R.O. & Lovejoy, T.E. 2009. Understory bird communities in Amazonian rainforest fragments: species turnover through 25 years post-isolation in recovering landscapes. *PLoS ONE* 6(6): e20543. doi:10.1371/journal.pone.0020543.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker III, T. & Moskovits, D.K. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M. & Bedê, L. 2005. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the 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* 69: 571–573.
- Turner, I. M. & Corlett, R. T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8): 330–333.

- Uezu, A., Metzger, J.P. & Vielliard, J.M. 2005. The effect of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123: 507–519.
- Uezu, A. 2006. *Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema*. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- Uezu, A., Metzger, J.P. & Beyer, D.D. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation* 17: 1907–1922.
- Uezu, A. & Metzger, J.P. 2011. Vanishing bird species in the Atlantic Forest: relative importance of landscape configuration, forest structure and species characteristics. *Biodiversity and Conservation* 20: 3627–3643.
- Van Dorp, D. & Opdam, P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59–73.
- Warkentin, I.G., Greenberg, R. & Ortiz S.J. 1995. Songbird use of gallery woodlands in recently cleared and older settled landscapes of the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico, *Conserv. Biol.* 9: 1095–1106.
- Willis, E.O. 1979. The composition of avian communities in the remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 33: 1–25.

ANEXOS

Anexo 1

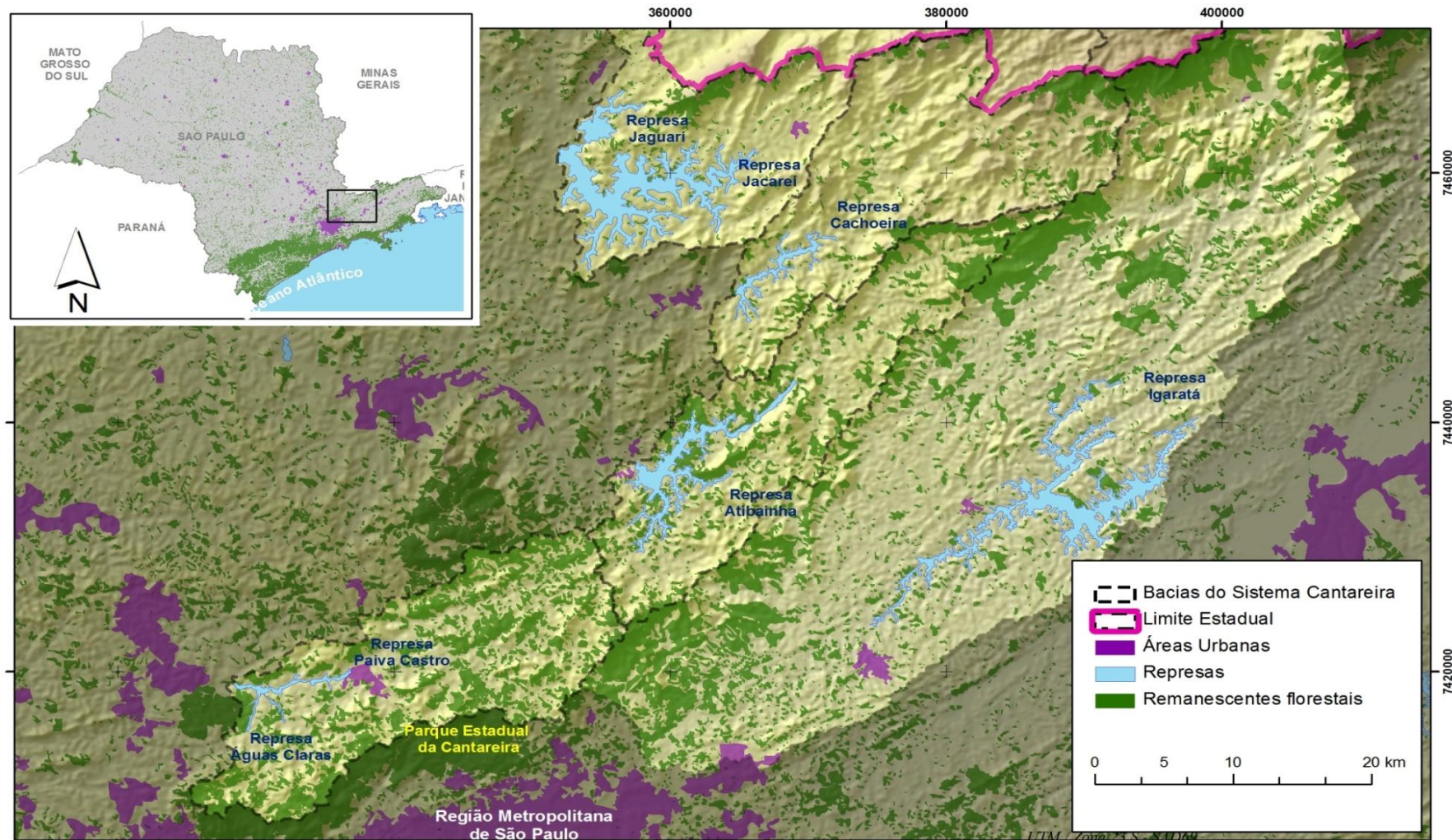


Figura 15: Mapa representativo das 6 represas do sistema Cantareira de abastecimento de água da Grande São Paulo.

Anexo 2

Tabela 5: Localização e contextualização dos fragmentos na paisagem. Proporção de mata (Prop_mata) e proporção de matriz de pasto ou eucalipto, relacionado à coluna Matriz (Prop_P_E), dentro do raio de 500 m do fragmento.

Fragmento Florestal	Município	Estado	Coordenadas geográficas	Área (ha)	Matriz	prop_P_E	prop_mata	Altitude (m)
P01	Nazaré Paulista	SP	23°12'42S e 46°19'20W	8,46	E	0,271	0,305	847
P02	Nazaré Paulista	SP	23°12'41S e 46°21'41W	4,20	P	0,509	0,356	868
P03	Nazaré Paulista	SP	23°12'56S e 46°23'54W	6,12	P	0,419	0,502	816
P04	Nazaré Paulista	SP	23°13'54S e 46°22'47W	7,35	P	0,356	0,483	867
P05	Nazaré Paulista	SP	23°14'30S e 46°23'44W	9,04	E	0,108	0,388	837
P06	Nazaré Paulista	SP	23°15'25S e 46°23'00W	5,21	P	0,545	0,369	821
P07	Piracaia	SP	23°02'48S e 46°14'06W	5,20	P	0,771	0,209	1.021
P08	Piracaia	SP	23°02'55S e 46°27'56W	6,17	P	0,803	0,090	819
P09	Piracaia	SP	23°03'58S e 46°15'32W	4,28	E	0,338	0,342	1.003
P10	Camanducaia	MG	22°54'29S e 46°08'36W	8,58	P	0,767	0,192	1.209
P11	Joanópolis	SP	22°55'03S e 46°09'47W	5,17	P	0,673	0,329	830
P12	Joanópolis	SP	22°55'06S e 46°10'54W	8,43	P	0,736	0,232	1.032
P13	Piracaia	SP	23°04'38S e 46°12'37W	6,95	E	0,104	0,298	868
P14	Joanópolis	SP	22°55'59S e 46°13'03W	5,22	P	0,771	0,131	859
P15	Joanópolis	SP	22°57'39S e 46°11'07W	7,34	P	0,862	0,126	870
P16	Joanópolis	SP	22°57'43S e 46°07'05W	8,04	P	0,554	0,446	821
P17	Joanópolis	SP	22°58'24S e 46°09'00W	4,85	E	0,224	0,086	819
P18	Joanópolis	SP	22°58'54S e 46°13'11W	5,21	E	0,391	0,334	921
P19	Joanópolis	SP	22°59'12S e 46°12'15W	6,59	E	0,291	0,114	1180
P20	Piracaia	SP	23°04'49S e 46°17'45W	5,46	E	0,124	0,487	874
P21	Piracaia	SP	23°04'58S e 46°18'40W	5,96	E	0,105	0,147	845
P22	Piracaia	SP	23°05'01S e 46°16'32W	4,87	E	0,407	0,184	1.003
P23	Piracaia	SP	23°05'38S e 46°13'29W	4,55	P	0,689	0,280	821
P24	Piracaia	SP	23°05'42S e 46°18'46W	6,48	E	0,221	0,089	898
P25	Piracaia	SP	23°07'19S e 46°13'53W	5,66	E	0,326	0,251	821
P26	Nazaré Paulista	SP	23°07'36S e 46°15'56W	5,27	P	0,541	0,433	832
P27	Nazaré Paulista	SP	23°07'39S e 46°14'49W	8,29	E	0,148	0,309	814
P28	Nazaré Paulista	SP	23°07'43S e 46°18'47W	5,95	E	0,254	0,380	813
P29	Nazaré Paulista	SP	23°08'29S e 46°16'58W	9,47	E	0,508	0,244	1.075
P30	Nazaré Paulista	SP	23°09'27 S e 46°18'49W	5,14	P	0,382	0,559	793

Anexo 3

Tabela 6: Dados da caracterização dos 30 fragmentos: Índice de proximidade referente ao raio de 500 m, área e tipo de matriz (P = Pasto e E = Eucalipto); e de presença (1) /ausência (0) das onze espécies nas coletas (mês) de S = Setembro, O = Outubro e N = Novembro. “*” Fragmentos com o maior número de espécies selecionadas registradas.

Frag	Índice de proximidade	Matriz	<i>X. fuscus</i>			<i>S. griseicapillus</i>			<i>P. leucoptera</i>			<i>S. virescens</i>			<i>C. caudata</i>			<i>B. culicivorus</i>			<i>B. leucoblepharus</i>			<i>C. obsoletus</i>			<i>H. rubica</i>			<i>T. caerulescens</i>			<i>A. leucophthalmus</i>			Total de espécies observadas	
			S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N	S	O	N					
P01	313,9901	E	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	
P02	2235,46	P	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	3	
P03	17837,53	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	4		
P04	49872,92	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	
P05	6100,256	E	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	3
P06	25999,29	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	
P07	340,7011	P	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	
P08	16,3238	P	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	4	
P09	6101,665	E	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	6
P10	704172	P	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	7*	
P11	89854040	P	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	4	
P12	10802140	P	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	5	
P13	5642,246	E	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	8*	
P14	1432814	P	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	5	
P15	464216	P	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	4	

P16	40647225	P	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	7*		
P17	14595	E	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	6	
P18	1,59E+08	E	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1	9*	
P19	366109	E	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	7*	
P20	32401,67	E	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7*	
P21	7,4125	E	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	5	
P22	861,5429	E	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	7*	
P23	118,7789	P	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	5	
P24	8,7202	E	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	5	
P25	230,8835	E	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	6	
P26	295,5126	P	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	6	
P27	4636,628	E	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	
P28	8146,066	E	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	5
P29	1142,47	E	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	6
P30	178356,3	P	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	3

Anexo 4

Tabela 7: Valores de AIC e suas variáveis para as espécies que deram valores significativos (espécies que ocorreram em pelo menos um dos fragmentos e que não ocorreu em todos os fragmentos). ‘*’ modelos que melhor explicaram a presença das espécies de acordo com o peso (wAIC) relacionados valores superiores a 2. Modelo1 = prox500, Modelo2 = matriz, Modelo3 = matriz + prox500 e Modelo4 = matriz * prox500. AICc é o *Akaike Information Criteria* corrigido para amostras pequenas, R² - o coeficiente de correlação, Δi AIC é a diferença entre o AICc e o melhor modelo, wAIC é o peso, a probabilidade relativa de um determinado modelo de dados e o conjunto de modelos analisados.

Espécie	Modelo	AICc	R ²	Δi AIC	wAIC	Peso de evidência
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Modelo0	44,03	0,00	1,35	0,18	1,96
	Modelo1	42,68	0,08	0	0,35	1 *
	Modelo2	45,90	0,00	3,21	0,07	4,99
	Modelo3	43,70	0,10	1,01	0,21	1,66 *
	Modelo4	44,03	0,14	1,35	0,18	1,96
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	Modelo0	42,82	0,00	3,17	0,08	4,89
	Modelo1	44,77	1,412,372	5,12	0,03	12,94
	Modelo2	39,65	1,28236,4	0	0,42	1 *
	Modelo3	40,59	1,54501,9	0,94	0,26	1,59 *
	Modelo4	41,24	188000,00	1,57	0,19	2,22
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Modelo0	44,03	0,00	4,79	0,04	10,98
	Modelo1	43,85	0,05	4,61	0,05	10,03
	Modelo2	39,24	0,16	0	0,50	1 *
	Modelo3	40,50	0,18	1,26	0,26	1,88 *
	Modelo4	41,75	0,20	2,51	0,14	3,50
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Modelo0	44,03	0,00	1,91	0,15	2,59
	Modelo1	46,03	91,50	3,91	0,05	7,1E+06
	Modelo2	42,63	81700,00	0,51	0,30	1,3E+06 *
	Modelo3	44,38	87900,00	2,26	0,12	3,08
	Modelo4	42,12	190000,00	0	0,38	1 *
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Modelo0	37,24	0,00	0	0,43	1 *
	Modelo1	39,18	0,00	1,94	0,16	2,63
	Modelo2	38,55	0,02	1,31	0,22	1,92 *
	Modelo3	40,30	0,03	3,06	0,09	4,62
	Modelo4	40,19	0,09	2,95	0,10	4,38
<i>Crypturellus obsoletus</i>	Modelo0	43,50	0,00	10,05	0,00	152,30
	Modelo1	34,80	0,26	1,35	0,24	1,96 *
	Modelo2	45,36	0,00	11,91	0,00	386,80
	Modelo3	33,45	0,34	0	0,48	1 *
	Modelo4	34,62	0,36	1,17	0,27	1,80 *
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Modelo0	29,48	0,00	0,29	0,27	1,15 *
	Modelo1	30,40	40000,00	1,21	0,17	1,82
	Modelo2	29,19	84600,00	0	0,32	1 *
	Modelo3	30,73	102000,00	1,54	0,15	2,15
	Modelo4	31,76	137000,00	2,57	0,09	3,62
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Modelo0	29,48	0,00	0,29	0,27	1,15 *
	Modelo1	30,40	40000,00	1,21	0,17	1,82
	Modelo2	29,19	84600,00	0	0,32	1 *
	Modelo3	30,73	102000,00	1,54	0,15	2,15
	Modelo4	31,76	137000,00	2,57	0,09	3,62

Anexo 5: Fotos do projeto



Figura 16: Visão da paisagem em Piracaia - SP



Figura 17: Eucalipto cortado para lenha - Piracaia - SP



Figura 18: Fragmento na cidade de Nazaré Paulista em matriz de pasto.



Figura 21: Ninho com ovos de *Basileuterus leucoblepharus* encontrado no fragmento P14 em Joanópolis- SP



Figura 19: Fluxo d'água dentro do fragmento P15 em Joanópolis - SP

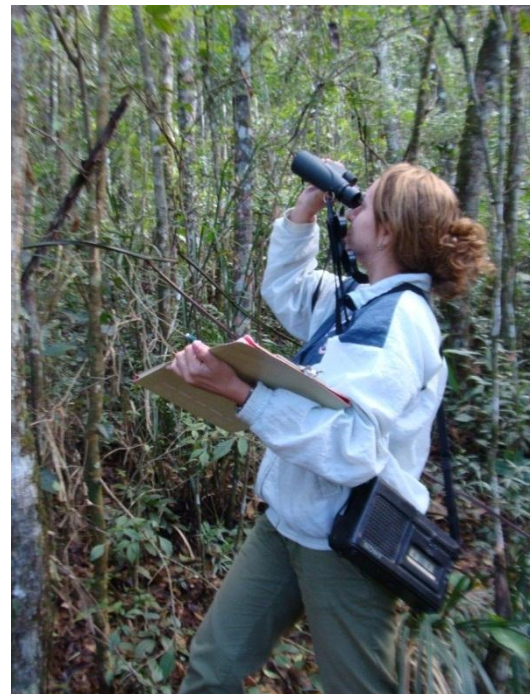


Figura 20: Prática de campo em área controle.