

**Universidade de São Paulo  
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Efeito de alterações do habitat na composição e estrutura da comunidade de  
aves de sub-bosque no Planalto Paulista, Sudeste do Brasil**

**Julio César da Costa**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestre em Recursos Florestais, com opção em  
Conservação de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba  
2008**

**Julio César da Costa**  
**Engenheiro Florestal**

**Efeitos de alterações do habitat na composição e estrutura da comunidade de aves de sub-bosque no Planalto Paulista, Sudeste do Brasil**

**Orientador:**  
**Prof. Dr. HILTON THADEU ZARATE DO COUTO**

**Dissertação apresentada para obtenção do título de  
Mestre em Recursos Florestais, com opção em  
Conservação de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba**  
**2008**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
DIVISÃO DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - ESALQ/USP**

Costa, Julio César da

Efeito de alterações do habitat na composição e estrutura da comunidade de aves de sub-bosque no Planalto Paulista, Sudeste do Brasil / Julio César da Costa. - - Piracicaba, 2008.

62 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2008.  
Bibliografia.

1. Aves 2. Impacto ambiental 3. Mata Atlântica 4. Mineração I. Título

CDD 598.2

**“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”**

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente meu agradecimento é para o Prof. Hilton Thadeu, que me deu total liberdade para conduzir o trabalho da forma como eu quis, mas sempre estava na retaguarda me amparando e me trazendo de volta ao chão, quando eu ameaçava perder o rumo...

A Gustavo Sigrist Betini, mais que amigo, um mestre que me ensinou os primeiros passos na Ornitologia e a ser um profissional responsável.

A Wesley Rodrigues Silva, que me acompanha desde o início de minhas empreitadas ornitológicas, desde a Iniciação Científica e até hoje. É uma honra poder trabalhar com uma pessoa tão querida e pesquisador tão respeitado!

A Luciano Verdade, amigo e professor que me acolheu diversas vezes durante a graduação e mesmo durante o mestrado, quando trabalhamos juntos em projetos do Laboratório de Ecologia Animal – LEA.

As Carolinas (Pri e Lom)... por nove anos de convivência, de paciência, de compreensão... por me entenderem e me respeitarem.

A Catarina Pezzo, por todos os desentendimentos e todos os posteriores entendimentos! A Marina Andriolli, que reza por mim, mesmo sabendo da minha completa descrença em tudo!

A Marina Morena, hoje morando longe, porém, sempre presente no coração. Ao Anderson pela longa amizade e por ser um amigão pra todos os momentos. Ao Leandro pela recente e tão boa amizade.

Ao Zé pela amizade desde os primórdios e pela ajuda fundamental na tradução dos resumos.

A Ana Clara e ao Pinus, companheiros de casa, de contas e de tantas alegrias!

A Thiago Timo, por todos os carros atolados, palhaçadas e trabalho sério também! Muito obrigado pela amizade e companheirismo.

A Rafael Pimentel, sem o qual esse projeto não teria saído, por todas as ajudas, no campo e no desenvolvimento do trabalho.

A Cris Vidal, companheira de mestrado, de estudos, de desesperos e de baladas!

A todo o pessoal do Laboratório de Métodos Quantitativos – LMQ, Jaime, amigo muito querido, Maurício, Edgar, Ana Schilling, Pérsio, Eduardo, Paula, Faria, Zé Mauro, Carol. Agradecimento especial a Kátia Ferraz, sempre me ajudando e sempre muito disposta!

Agradecimento especial a Melissa, que ofereceu uma ajuda essencial nas análises estatísticas na reta final do trabalho, momento no qual eu só queria que tudo terminasse logo e estava meio sem paciência... MUITO obrigado mesmo Melissa!

A Jefferson Polizel, vulgo Santo Jefferson, que além de um brilhante profissional é um amigo do peito.

A Thomas Pütker, pela ajuda nas análises e por toda a simpatia.

A Érica Hasui, Alexandre Martensen e Miltinho, pesquisadores de altíssimo nível, que me ajudaram muito nesse trabalho e com os quais tenho muito prazer em trabalhar junto.

A André De Luca, Vítor Piacentini, Fernando Straube, José Fernando Pacheco, Luiz Fernando Figueiredo, e todos os amigos do Ornitobr que em diversos momentos me auxiliaram com a identificação de algumas espécies de aves e contribuíram em discussões sempre muito fecundas.

A Marcelo, Kenni, Urias, Bras e Pedro Luiz, companheiros de trabalho lá em Ribeirão Grande. A ajuda de vocês foi fundamental para esse projeto. Muito obrigado por todos os domingos e feriados trabalhados, e com o maior bom humor! Quantas pirambeiras subidas e descidas, quantos tombos, quantas *Chiroxiphias* enroscadas até a última pena na rede (né Kenni?). Serei eternamente grato a vocês.

A minha família, meu grande pai Wail, minha grande mãe Nadir, exemplos para mim de honestidade e perseverança... os quais dedicaram toda a vida para cuidar de três filhos (e uma posterior neta!). Ao meu irmão Tatão, minha irmã Jô e minha sobrinha Duda.

A Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG), Paulo Gobbo, Busato, Vitor e Murilo, pelo aporte logístico e financeiro para a realização do trabalho.

Ao CEMAVE-IBAMA pelo fornecimento gratuito das anilhas de alumínio para marcação das aves e pelo incentivo e ajuda em diversos momentos.

A USP/ESALQ e a Piracicaba, lugares maravilhosos que me deram muitas oportunidades.

“Se estudares a natureza somente nos livros, quando saíres de tua casa não a reconhecerás”

(Alexander Agassiz)

## SUMÁRIO

RESUMO	7
ABSTRACT	8
1 INTRODUÇÃO	9
Referências	10
2 EFEITOS DA PERDA DE HABITAT NAS AVES DE SUB-BOSQUE NA MATA ATLÂNTICA DO PLANALTO PAULISTA, SUDESTE DO BRASIL	11
RESUMO	11
ABSTRACT	11
2.1 Introdução	12
2.2 Métodos	14
2.2.1 Área de estudo	14
2.2.2 Delineamento amostral	15
2.2.3 Amostragem de aves	17
2.2.4 Análise dos dados	17
2.3 Resultados	18
2.4 Discussão	27
2.5 Conclusões	32
Referências	32
ANEXOS	37
3 EFEITOS DE MINERAÇÃO NA COMUNIDADE DE AVES DE SUB-BOSQUE EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA DO PLANALTO PAULISTA, SUDESTE DO BRASIL	44
RESUMO	44
ABSTRACT	44
3.1 INTRODUÇÃO	45
3.2 Métodos	47
3.2.1 Área de estudo	47
3.2.2 Delineamento amostral	48
3.2.3 Amostragem de aves	49
3.2.4 Análise dos dados	50
3.3 Resultados	50
4 Discussão	52
5 Conclusões	55
Referências	55
ANEXOS	58

## RESUMO

### **Efeitos de alterações do habitat na composição e estrutura da comunidade de aves de sub-bosque no Planalto Paulista, Sudeste do Brasil**

Aves são um grupo tradicionalmente estudado em trabalhos de avaliação de impacto ambiental, os quais buscam entender efeitos de atividades antrópicas nas comunidades e/ou populações. Tal entendimento é fundamental para criar diretrizes para futuros empreendimentos ou ordenamento do uso do solo, com o objetivo de mitigar os efeitos negativos das atividades humanas. Nessa perspectiva, neste trabalho foram estudados dois efeitos em diferentes escalas na comunidade de aves de sub-bosque em região de Mata Atlântica no Planalto Paulista. O primeiro trabalho refere-se a uma escala ampla, na qual existe um gradiente de perda de habitat na paisagem amostrada, oriundo de diversas atividades humanas. No segundo procurou-se identificar os efeitos de atividades de mineração, numa escala mais restrita. Os resultados mostram que cerca de 50% das espécies de aves de sub-bosque devem se prejudicar com a perda de habitat e atingir níveis críticos de abundância ou se tornarem extintas em locais com baixa proporção de habitats florestais. Por outro lado, cerca de 30% das espécies tendem a se beneficiar com a perda de habitat e aumentar os tamanhos das populações. As espécies mais prejudicadas pela perda de habitat são as endêmicas do bioma Mata Atlântica e aquelas mais sensíveis a alterações no habitat. Quando analisado o gradiente de distância em relação a cava da Mina de extração de calcário, não foram verificadas diferenças significativas na riqueza e abundância total de aves e riqueza e abundância de grupos de sensibilidade a perturbações no habitat, o que sugere que as atividades da Mina não tenham um efeito tão drástico na comunidade de aves de sub-bosque. Porém, é sugerido que uma avaliação temporal das populações, assim como outros aspectos da comunidade, como reprodução, comportamento, consumo de frutos e dispersão de sementes, talvez sejam mais adequados para verificar os impactos da atividade de mineração na comunidade de aves na área estudada.

Palavras-chave: Mineração; Impacto Ambiental; Aves; Mata Atlântica

## ABSTRACT

### **Effects of habitat modification in the composition and structure of the understory bird community of Planalto Paulista, Southern Brazil**

Birds are one of the traditionally studied groups on environmental impact assessments, which seek to understand the effects of human activities on communities and/or populations. This understanding is essential to create guidelines for future enterprises or for planning the use of land, with the objective of mitigating the negative effects of human activities. From this perspective, this work studied two effects at different scales in the understory bird community of the Atlantic Forest in the Planalto Paulista. The first refers to a broad scale, in which there is a gradient of habitat loss in the sampled landscape resulting from various human activities. The second sought to identify the effects of the mining activities in a more delimited scale. The results show that about 50% of the understory bird community shall be affected by habitat loss and reach critical levels of abundance or become extinct in areas with low proportions of forest habitats. On the other hand, about 30% of the species tend to benefit from the habitat loss and increase the size of the population. The species most affected by the loss of habitat are those endemic to the Atlantic Forest and those most sensitive to changes in habitat. The analysis of the distance gradient from the limestone mine has found no significant differences in the richness and abundance of birds and richness and abundance of groups of sensitivity to disturbances in the habitat. That suggests that the mining has no drastic effect in the understory bird community. It is suggested that other aspects of the community, such as reproduction, behaviour, consumption of fruit and seed dispersal may be more appropriate for evaluating the impacts of the mining in the community of birds in the study area. Also, a time series evaluation of the sampled populations' size might reveal fluctuations resulting from the activities in the mine.

**Keywords:** Mining; Environmental Impacts; Birds; Atlantic Forest

## 1 INTRODUÇÃO

Apesar de figurar como um dos hotspots do mundo, com perda de mais de 93% de sua área original (MYERS et al., 2000), a Mata Atlântica brasileira ainda apresenta elevada biodiversidade, com 688 espécies de aves, 200 das quais são endêmicas (GOERCK, 1997), sendo o segundo bioma mais rico em espécies de aves no Brasil, depois da Amazônia (MARINI; GARCIA, 2005).

Ocupando toda a costa brasileira e penetrando até o leste do Paraguai e nordeste da Argentina, a Mata Atlântica cobria uma área de aproximadamente 1.350.000 km<sup>2</sup> (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2002), dos quais restam menos de 100.000 km<sup>2</sup> (MYERS et al., 2000). No Estado de São Paulo mais de 90% do bioma foram perdidos, restando cerca de 6% no litoral e 1,65% no interior (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2002).

No Estado de São Paulo, a região da Serra do Paranapiacaba apresenta crucial papel para a conservação da Mata Atlântica, através de um conjunto de áreas protegidas, formando um extenso *continuum* de floresta, com cerca de 120.000 ha, englobando os Parques Estaduais de Carlos Botelho, Intervales, Alto Ribeira e a Estação Ecológica de Xitué (CAMPOS, 1994).

A Serra de Paranapiacaba pertence à porção meridional da Mata Atlântica e recebe influência da Floresta Ombrófila Densa ocorrente desde o alto da Serra do Paranapiacaba estendendo-se em direção ao Vale do Ribeira; Florestas de Araucária, ocorrentes no reverso da Serra do Paranapiacaba e da Floresta Estacional Semidecídua presente nas áreas em direção ao Vale do rio Paranapanema (MANTOVANI, 2001). Quando considerada a comunidade de aves praticamente inexistente alguma influência setentrional, com exceção apenas do vira-folha-de-peito-vermelho, *Sclerurus mexicanus*, sendo a comunidade de aves típica da Mata Atlântica meridional (VIELLIARD; SILVA, 1994).

Contudo, a despeito do grande valor biológico, toda a região é alvo de intensas pressões antrópicas por possuir grandes jazidas de calcário. A região de Sorocaba e Vale do Ribeira comportam a maior concentração dessa rocha no Estado de São Paulo, na faixa Itararé-Iporanga, que abrange os municípios de Apiaí, Guapiara e Ribeirão Grande (DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL, 2007).

Dado esse quadro de contrastes, no qual de um lado há forte interesse econômico para exploração de recursos minerais e de outro um patrimônio biológico de valor inestimável, torna-se importante o entendimento dos efeitos das atividades antrópicas nas comunidades bióticas. Dessa forma, nesse trabalho foram avaliados dois efeitos em escalas diferentes. No capítulo 1 é tratado o

efeito da perda de habitat na comunidade de aves de sub-bosque numa escala mais ampla. A redução do habitat florestal na região é um fator histórico e deve-se a diferentes fontes, como agricultura, pecuária, exploração de recursos florestais, entre outros. Contudo, o objetivo deste trabalho limitou-se exclusivamente ao efeito da redução do habitat florestal, independente da causa. No segundo capítulo é apresentando um estudo sobre os efeitos da mineração de calcário na comunidade de aves de sub-bosque. Este estudo restringe-se a uma escala menor e é específico a um tipo de atividade humana.

## Referências

CAMPOS, F.P. O Parque Estadual Intervales e o serviço de áreas naturais protegidas. In: \_\_\_\_\_. **Intervales/Fundação para a Conservação a Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação, 1994. 240p.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Disponível em <http://www.dnpm.gov.br> acesso em 20 dez. 2007.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, 2002. 1v.

GOERCK, J.M. Patterns of rarity in the birds of the Atlantic Forest of Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v.11, n.1, p.112-118, 1997.

MANTOVANI, W. A paisagem dinâmica. In: **Intervales/Fundação para a Conservação a Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação, 1994. 240p.

MARINI, M.A.; GARCIA, F.I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v.1, n.1, p.95-102, 2005.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Washington, v.403, p.853-858, 2004.

VIELLIARD, J.M.E.; SILVA, W.R. Avifauna. In: \_\_\_\_\_. **Intervales/Fundação para a Conservação a Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação, 1994. 240p.

## 2 EFEITOS DA PERDA DE HABITAT NAS AVES DE SUB-BOSQUE NA MATA ATLÂNTICA DO PLANALTO PAULISTA, SUDESTE DO BRASIL

### Resumo

Além dos efeitos dos elementos da paisagem, como o tamanho, forma e conectividade de fragmentos florestais e a influência da matriz inter-habitat, aves podem responder de maneiras diversas ao efeito de perda de habitat de acordo com características biológicas próprias. Dessa forma, identificar espécies ou grupos de espécies que são particularmente susceptíveis à extinção, assim como as características que as colocam nessa posição, deve ser a meta da biologia da conservação. Atentando para esta questão, neste trabalho foi avaliada a comunidade de aves de sub-bosque em uma paisagem com diferentes proporções de habitats florestais. Foram alocados três conjuntos de pontos na paisagem, de acordo com um gradiente de perda de habitat florestal. Os conjuntos de pontos amostrados foram comparados quanto à riqueza e composição de espécies, abundância, endemismo ao bioma Mata Atlântica, grau de sensibilidade a distúrbios no habitat e grupos funcionais. Foi encontrado que seguindo o gradiente de perda de habitat, há uma perda de espécies endêmicas da Mata Atlântica e daquelas mais sensíveis às alterações no habitat. Nesse mesmo gradiente, a riqueza de espécies tende a diminuir e a abundância aumentar, o que pode sugerir efeito de densidade compensatória. Do total de espécies amostradas na paisagem, cerca de 50% devem se tornar pouco abundantes ou mesmo desaparecer quando se consolida o processo de fragmentação de matas contínuas. Por outro lado, cerca de 30% das espécies tendem a se beneficiar com a perda de habitat e aumentar a abundância de indivíduos. Entre os grupos ecológicos não foi possível observar um padrão claro de resposta à perda de habitat, mas os frugívoros de dossel tenderam a desaparecer em áreas fragmentadas, ao passo que os insetívoros de borda apresentaram tendência em se beneficiar. Os resultados deste trabalho geram um cenário da possível comunidade de aves que deve ocupar a região do Planalto Paulista caso se configure o processo de fragmentação das matas hoje ainda contínuas. Muitas destas áreas não estão protegidas por Unidades de Conservação e não apresentam nenhum mecanismo de proteção da biodiversidade. É urgente a necessidade de implementação de políticas públicas que assegurem a integridade destas áreas, a fim de evitar a perda de um grande número de espécies de aves.

Palavras-chave: Aves, Perda de Habitat, Mata Atlântica, Ecologia da Paisagem

### Abstract

Besides the effects of landscape elements, like patch size, form and connectivity of forest fragments and the influence of matrix inter-habitat, birds can respond in different ways to habitat loss according to specific biological features. Thus, identifying species or groups of species particularly sensitive to extinction, as well as the characteristics that put them in this position, should be the goal of the conservation biology. Accordingly, we analysed the understory bird community in a landscape with different proportions of suitable forest habitats. Richness, composition of species, abundance, endemism to Atlantic Forest, level of sensitivity to habitat disturbances and ecological groups were compared between surveyed points. We found that endemic species of the Atlantic Forest, as well as those most sensitives to changes in habitat, are

lost following the gradient of habitat loss. In this same gradient, the richness tends to decrease while the abundance tends to increase, what may suggest an effect of density compensation. Out of the sampled species' total, about 50% shall become less abundant, or even disappear, when continuous forests are fragmented. On the other hand, about 30% of the species tend to benefit from habitat loss and become highly abundant. It was not possible to detect clear effects of habitat loss in ecological groups, but canopy frugivores tend to disappear in fragmented areas, while the numbers of edge insectivores tend to increase. The results suggest a future scenario for the birds community in this region of Planalto Paulista if continuous forests become fragmented. Many of these areas are unprotected and it is necessary to create mechanisms for the protection of the biodiversity. The implementation of public policies to ensure the integrity of these areas is urgent, in order to avoid the loss of a large number of bird species.

Keywords: Birds, Habitat Loss, Atlantic Forest, Landscape Ecology

## 2.1 Introdução

Trabalhos clássicos mostram que as características do habitat afetam fortemente os padrões de distribuição espacial de aves em ambientes florestais (MacARTHUR; MacARTHUR, 1961; MacARTHUR et al., 1962; KARR, 1976; CODY, 1981; BIERREGARD; LOVEJOY, 1989; TERBORGH et al., 1990; GARCIA et al., 1998; VIELLIARD, 2000). As aves podem responder tanto com a variação na composição de espécies quanto na abundância de indivíduos de acordo com o estágio sucessional (JOHNS, 1991), fragmentação (ALEIXO; VIELLIARD, 1995) e estrutura da vegetação (KARR; FREEMARK, 1983), sendo que habitats diferentes abrigam espécies diferentes (ALHO, 1978).

Baseado nessas relações, uma ampla quantidade de trabalhos vem sendo realizada com o intuito de avaliar os efeitos da fragmentação na organização da comunidade de aves, nos quais encontra-se, de forma geral, perda de espécies especializadas e aumento daquelas menos sensíveis a alterações no habitat (WILLIS, 1979; BIERREGAARD; LOVEJOY, 1989; JOHNS, 1991; ANDRÉN, 1994; ALEIXO; VIELLIARD, 1995; STOUFFER; BIERREGAARD, 1995; SILVA et al., 1996; TURNER, 1996; STRATFORD; STOUFFER, 1999; SILVA; TABARELLI, 2000; FERRAZ et al., 2003; RIBON et al., 2003; ANJOS, 2004).

Os efeitos da fragmentação dos ambientes naturais e da agricultura em larga escala são os principais componentes de risco para a biodiversidade (WILCOX; MURPHY, 1985, VIANA, 1995, LACHER et al., 1999). Andrén (1994) considera que a fragmentação do habitat apresenta três componentes principais: a redução do habitat original, a redução do tamanho dos remanescentes e o aumento do isolamento entre eles, além da reconfiguração dos elementos da

paisagem (VILLARD et al., 1996). Estes fatores afetam diretamente o tamanho das populações e sua capacidade de dispersão, e conseqüentemente suas taxas de extinção e de imigração (TURNER, 1996).

No Brasil, estudos que buscam avaliar os efeitos da fragmentação do habitat na comunidade biótica vêm sendo realizados desde 1979, com os trabalhos do Projeto “Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais”, experimento de larga escala realizado na Amazônia brasileira (LAURANCE et al., 2002). No mesmo ano foi publicado o trabalho de Willis (1979), que avalia a comunidade de aves em remanescentes florestais de diversos tamanhos no sudeste do Brasil. Inicialmente estes trabalhos focavam principalmente o tamanho dos fragmentos de floresta, segundo o conceito do SLOSS (single and large or several and small), que procurava determinar qual o tamanho ideal de reservas para a conservação da biodiversidade (LAURANCE et al., 2002).

Atualmente uma série de trabalhos busca entender os efeitos da fragmentação, principalmente na escala da paisagem, nos quais além do tamanho, outras variáveis são consideradas, como conectividade, forma dos remanescentes e influência da matriz (JOKIMÄKI; HUHTA, 1996; VILLARD et al., 1999; METZGER, 2005; RADFORD et al., 2005; UEZU et al., 2005; DEVELEY; METZGER, 2005; ANTONGIOVANNI; STOUFFER et al., 2006; UEZU, 2006; MARTENSEN et al., no prelo). Tais trabalhos mostram que além dos efeitos da paisagem, características próprias das espécies de aves as tornam mais ou menos sensíveis a modificações no habitat (HENLE et al., 2004), como por exemplo, endemismo, distribuição geográfica, centro de abundância e flexibilidade no uso de ambientes (UEZU, 2006).

Nesse contexto, a Mata Atlântica é um bioma propício para este tipo de avaliação, uma vez que apresenta uma elevada proporção de espécies raras (GOERCK, 1997), alto grau de endemismo (PACHECO; BAUER, 2000), e está submetida a forte pressão antrópica, o que coloca as espécies de aves deste bioma sob alto risco de extinção (WILLIS, 1979; GOERCK, 1997; RIBON et al., 2003).

Frente a tal constatação, este trabalho buscou analisar os efeitos da perda de habitat em uma paisagem com diferentes proporções de cobertura florestal, enfocando nos seguintes aspectos da comunidade de aves: riqueza, composição, abundância, endemismo, sensibilidade a distúrbios no habitat e grupos ecológicos. Procurou-se identificar quais espécies (ou grupos de espécies)

tendem a se prejudicar com os efeitos da perda de habitat e reduzir a abundância ou mesmo desaparecer dos fragmentos florestais, ou seja, entrar num processo de extinção local, assim como aquelas que se beneficiam com a perda de habitat e aumentam a proporção de indivíduos.

Dessa forma, buscou-se vislumbrar qual a possível composição da comunidade de aves de sub-bosque que deve ocorrer na região, frente à possibilidade de fragmentação de matas hoje contínuas, devido às fortes pressões as quais o bioma vem passando, enfocando as seguintes questões:

1. Há alterações na composição, riqueza e número de capturas de espécies de aves ao longo de conjuntos de pontos com diferentes proporções de habitats florestais dentro da paisagem?;
2. Há alterações no número de espécies endêmicas ao longo dos pontos dentro da paisagem?;
3. É possível observar efeito da perda de habitat quando as espécies são categorizadas em classes de sensibilidade a distúrbios no ambiente e em grupos ecológicos?
4. Qual a composição da comunidade de aves que pode ocorrer em remanescentes florestais caso áreas de florestas ainda contínuas sejam fragmentadas?.

## **2.2 Métodos**

### **2.2.1 Área de estudo**

A área de estudo está inserida na Província Geomorfológica do Planalto Atlântico, Zona do Planalto de Guapiara, que compreende a região elevada do alto da Serra de Paranapiacaba e estende-se até a cobertura sedimentar da bacia do Paraná. A região comporta os afluentes de alto curso da margem esquerda do rio Paranapanema, cuja borda sul marca o divisor de águas da drenagem continental (Vale do Paranapanema) e da litorânea (Vale do Ribeira). Na região a declividade está entre 20 e 30%, com fundos de vale acima dos 800m e os espigões ultrapassando muitas vezes os 1.000m de altitude (COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE, 2003).

Tais características definem para a região o clima temperado úmido sem estiagem (Cfb), de acordo com a classificação de Köppen (1948). Nessa parte mais alta da Serra de Paranapiacaba as temperaturas médias são inferiores a 18°C no mês mais frio e inferiores a 22°C

no mês mais quente (SETZER, 1966; NIMER, 1989). A precipitação média é de 1.300mm, com chuvas concentradas no verão, principalmente nos meses de dezembro a fevereiro (COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE, 2003).

A vegetação da região sofre influência da Floresta Ombrófila Densa ocorrente desde o alto da Serra do Paranapiacaba estendendo-se em direção ao Vale do Ribeira; Florestas de Araucária, ocorrentes no reverso da Serra do Paranapiacaba e da Floresta Estacional Semidecídua presente nas áreas em direção ao Vale do rio Paranapanema (MANTOVANI, 2001).

### 2.2.2 Delineamento amostral

Foram alocados 46 pontos de amostragem dentro de uma paisagem de cerca de 1.500 km<sup>2</sup>. Os pontos de amostragem compreendem três situações bastante distintas dentro da paisagem, classificados de acordo com a proporção de cobertura florestal (figura 1), sendo eles:

a) áreas bem conservadas com elevada proporção de cobertura florestal, situadas dentro do Parque Estadual de Intervalos (PEI) e no *continuum* de vegetação próxima ao Parque (região denominada de Sakamoto) – neste estudo esta área será classificada como “conservada”. Os pontos localizados nesta área representam vegetação em ótimo estado de conservação, constituída por floresta primária (HASUI, 2003). Contudo, a área sofre impactos com o corte do palmito-juçara e com caça clandestina, mesmo dentro do PEI.

b) faixa de transição, com proporções intermediárias de cobertura florestal e já alteradas por fatores antrópicos, neste trabalho classificada como de “transição”. Esta área se localiza na borda do *continuum* de vegetação da Serra do Paranapiacaba e é constituída por vegetação secundária. Em alguns locais, como nos fundos de vale, a vegetação é mais exuberante, com árvores ultrapassando os 20m de altura. Em meio à floresta há algumas áreas semi-abertas, em estado inicial de regeneração, em função da existência de algumas vilas e locais de agricultura, que hoje se encontram abandonadas. Na área é praticamente inexistente o palmito-juçara, havendo alguns indivíduos jovens que ainda não atingiram idade reprodutiva.

c) área fragmentada, com os níveis mais baixos de cobertura florestal, aqui classificada como “fragmentada”. Esta área insere-se numa matriz de pasto e áreas de agricultura e constitui-se por remanescentes de vegetação secundária de variados tamanhos, os menores entre 5 e 10 ha, os intermediários com cerca de 40 ha e o maior com cerca de 90 ha. Estes locais estão mais próximos de áreas urbanas e de pequenas propriedades rurais, situação que expõe tais fragmentos a maior

pressão de uso dos recursos, como madeira e caça. O palmiteiro já não ocorre mais nessas áreas devido à extração clandestina.

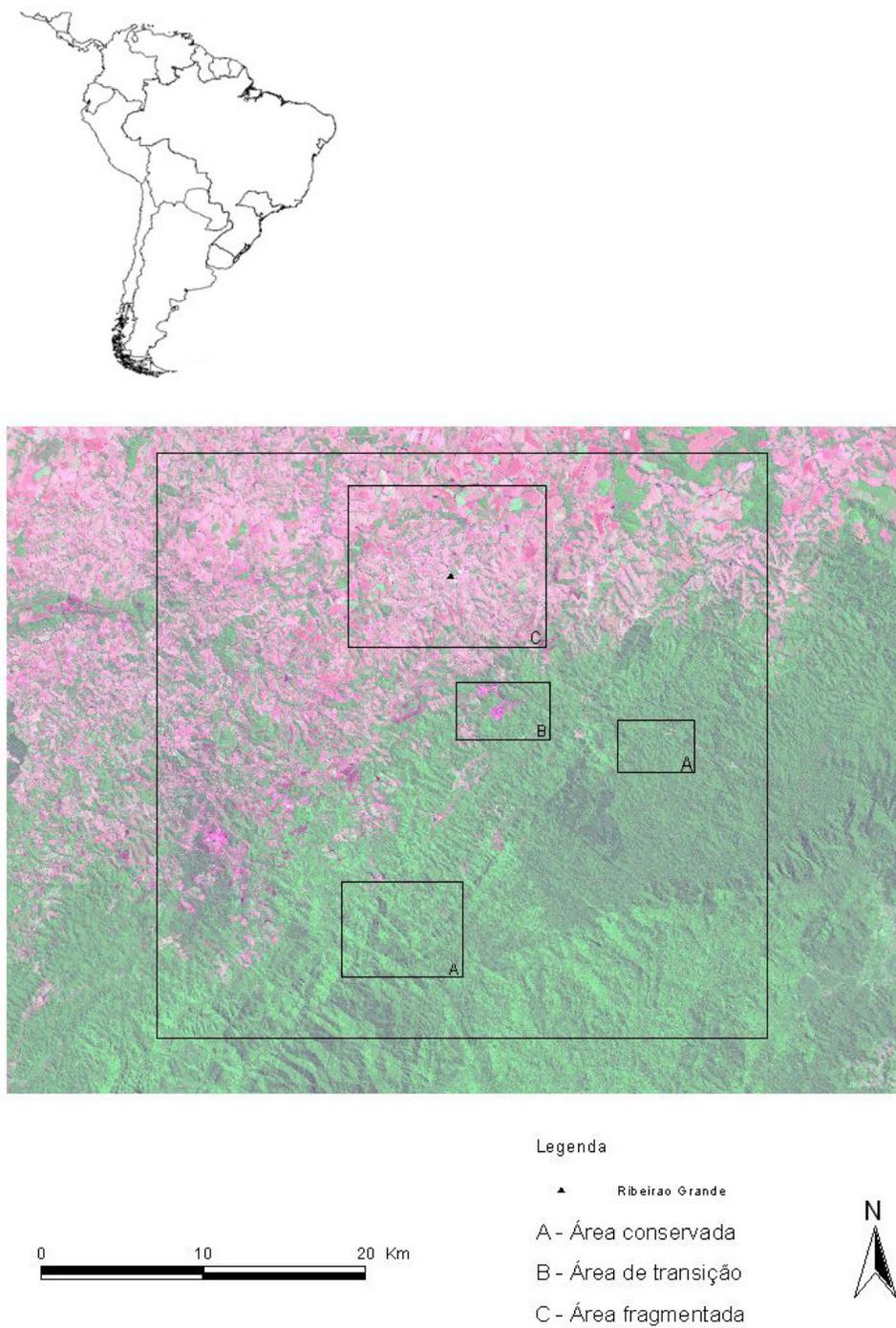


Figura 1 – Localização da paisagem amostrada com os três conjuntos de pontos: área conservada, fragmentada e de transição

### 2.2.3 Amostragem de aves

Nos três conjuntos de pontos as aves foram amostradas igualmente através de redes-neblina (36mm, 12 x 2,5m). O número de pontos de amostragem e de redes em cada ponto variou de acordo com algumas características particulares de cada sítio, porém, o esforço total de amostragem para cada conjunto de pontos foi padronizado em cerca de 13.000 horas-rede, totalizando cerca de 39.000 horas-rede na paisagem amostrada.

Todas as aves capturadas foram identificadas e receberam uma anilha de alumínio numerada sequencialmente, com exceção dos beija-flores. As espécies foram classificadas em grupos ecológicos de acordo com Willis (1979), Aleixo (1999) e Hasui (2003) nos seguintes grupos: carnívoro diurno (C-Di), frugívoro de dossel (F-Do), frugívoro/insetívoro de dossel (FI-Do), frugívoro/insetívoro de sub-bosque (FI-Su); granívoro de borda (G-Bo), granívoro terrestre (G-Te), insetívoro de bambú (I-Ba), insetívoro de dossel (I-Do), insetívoro de sub-bosque (I-Su), insetívoro de tronco e galho (I-TG), insetívoro terrestre (I-Te), nectarívoro/insetívoro (NI) e onívoro de borda (O-Bo).

Entre as espécies amostradas, realizou-se uma categorização *a posteriori* entre aquelas que tendem a se beneficiar com a perda de habitat, aquelas que tendem a se prejudicar e aquelas que não mostram relação nem positiva nem negativa com redução do habitat. O critério adotado para tal categorização foi a abundância das espécies entre o conjunto de pontos amostrados ou a não ocorrência de uma determinada espécie em alguns desses pontos. Uma vez que comparações interespecíficas das taxas de captura podem ser enviesadas devido ao método de amostragem (BIERREGAARD; SOUFFER, 1997), foram feitas apenas comparações intraespecíficas entre os diferentes conjuntos de pontos amostrados.

A classificação das espécies segue a nomenclatura do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS, 2006). O status de endemismo da Mata Atlântica segue Pacheco e Bauer (2000) e o nível de sensibilidade segue Stotz et al. (1996). O status de conservação das espécies segue São Paulo (1998) e Ibama (2003).

### 2.2.4 Análise dos dados

A similaridade da composição da comunidade de aves entre os conjuntos de pontos foi analisada através da proporção de espécies em comum entre os conjuntos de pontos. A diferença

entre número de capturas das espécies em cada ponto amostral foi testada através do Teste G a 5% de probabilidade. O teste não foi realizado para as espécies que apresentaram registro em apenas um dos conjuntos de pontos.

### 2.3 Resultados

Num esforço total de aproximadamente 39.000 horas-redes, foram capturados 4.288 indivíduos de 133 espécies. Outras 12 espécies de beija-flores foram capturadas, o que eleva o número total de espécies para 145 (anexo A).

Na área fragmentada foi encontrada a maior abundância de indivíduos (1.863) e o menor número de espécies (64). Na área conservada foi encontrado um valor intermediário de abundância (1.325) e o maior número de espécies (101) e na área de transição foi encontrado o menor número de indivíduos (1.100) de 76 espécies. Os resultados mostram que há uma perda do número de espécies e indivíduos da área conservada para a área de transição. Posteriormente, da área de transição para a área fragmentada o número de espécies diminui ainda mais, porém, ocorre um grande acréscimo do número de indivíduos (figura 2).

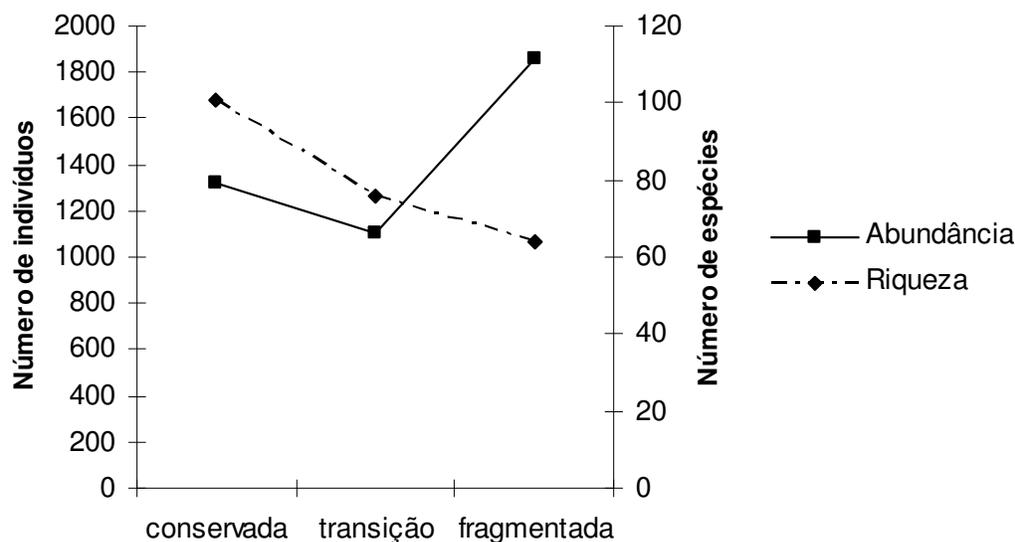


Figura 2 – Riqueza e abundância de espécies de aves de sub-bosque entre os conjuntos de pontos amostrados na região de Ribeirão Grande, Estado de São Paulo

Do total de espécies amostradas, 10 encontram-se em algum nível de ameaça de extinção no Estado de São Paulo. *Hemitriccus obsoletus* e *Dysithmanus xanthopterus* estão na categoria

“provavelmente ameaçada”. *Lipaugus lanioides*, *Amaurospiza moesta*, *Myrmotherula unicolor*, *Nonnula rubecula* e *Procnias nudicollis* estão na categoria “vulnerável” e *Onychorhynchus swainsoni*, *Accipiter polyogaster* e *Platyrinchus leucoryphus* na categoria “em perigo”. Nenhuma espécie se encontra na Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (IBAMA, 2003). Do total de espécies ameaçadas, oito foram registradas na área conservada, quatro na de transição e nenhuma na área fragmentada.

Das 133 espécies registradas, 56 (42%) são endêmicas do Bioma Mata Atlântica (PACHECO; BAUER, 2001). Quando analisadas as três áreas separadamente (Figura 3), observa-se que há pouca diferença da proporção de espécies endêmicas entre a área conservada e a de transição, porém, na área fragmentada a proporção de espécies endêmicas está abaixo das outras duas. Quando considerada a abundância das espécies endêmicas, observa-se que há uma grande proporção do número de indivíduos endêmicos para a área conservada, uma proporção intermediária na área de transição e uma baixa proporção para a área fragmentada.

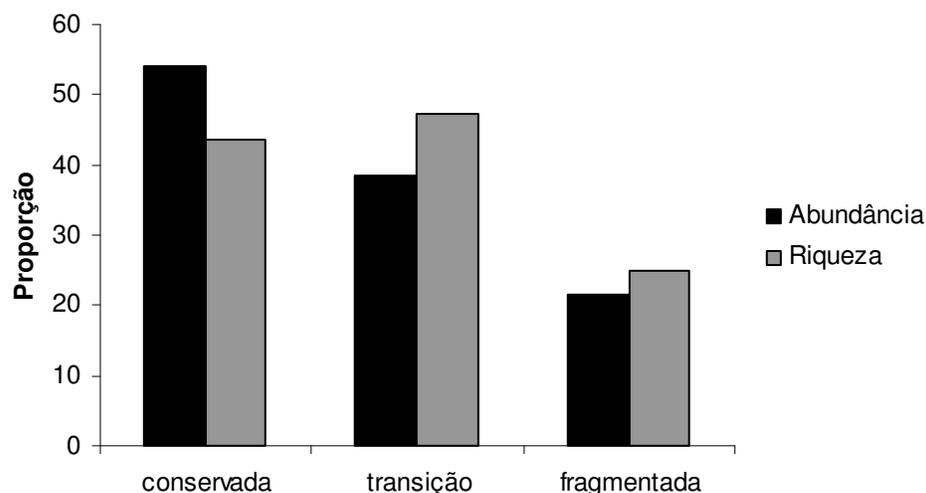


Figura 3 – Proporção de riqueza e abundância de espécies endêmicas do Bioma Mata Atlântica bosque entre os conjuntos de pontos amostrados na região de Ribeirão Grande, Estado de São Paulo

Quando consideradas as classes de sensibilidade das espécies a alterações no habitat (STOTZ et al. 1996), verificamos que entre a área conservada e de transição não há diferenças na proporção do número de espécies para as classes ( $G=0,0008$ ;  $p=0,9$ ;  $gl=2$ ). Porém, entre a área fragmentada e de transição e entre a área conservada e fragmentada a diferença é significativa ( $G=5,9$ ;  $p=0,05$ ;  $gl=2$  e  $G=6,2$ ;  $p=0,04$ ;  $gl=2$ , respectivamente).

Para a classe média de sensibilidade, a área fragmentada apresentou o mesmo padrão das outras duas, porém, nas classes baixa e alta há uma desproporção evidente, havendo uma grande proporção de espécies da classe baixa e uma pequena proporção de espécies da classe alta (Figura 4).

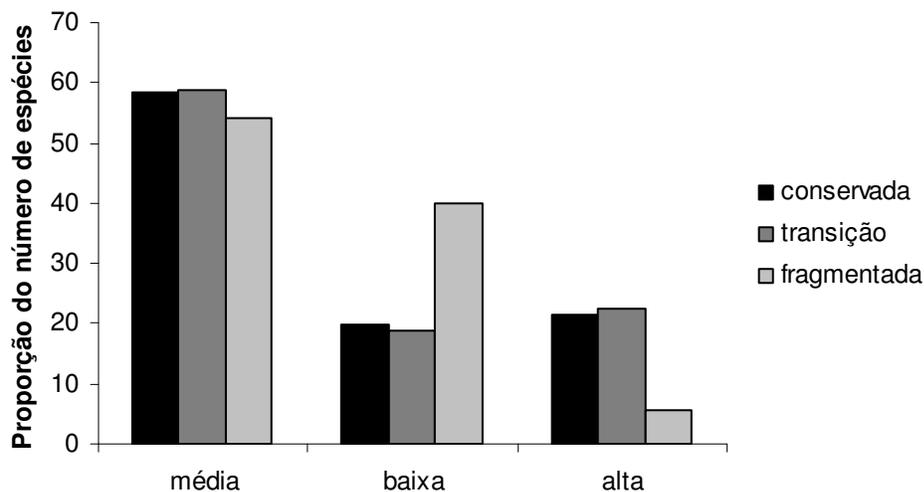


Figura 4 – Proporção do número de espécies de acordo com classes de sensibilidade a distúrbios no habitat (Stotz et al. 1996) bosque entre os conjuntos de pontos amostrados

Quando se analisam as classes de sensibilidade de acordo com o número de indivíduos (abundância) (figura 5), a proporção do número de indivíduos é significativamente diferente entre as áreas para todas as classes ( $G=195,2$ ;  $p<0,0001$ ;  $gl=2$ ). Entre a área fragmentada e de transição observa-se um padrão semelhante ao apresentado acima, porém, para a área conservada, verifica-se que há uma baixa proporção de indivíduos da classe baixa e uma maior proporção para a classe alta. Já a área fragmentada mostra um padrão no qual há uma grande proporção de indivíduos para a classe baixa e uma pequena proporção para a classe alta.

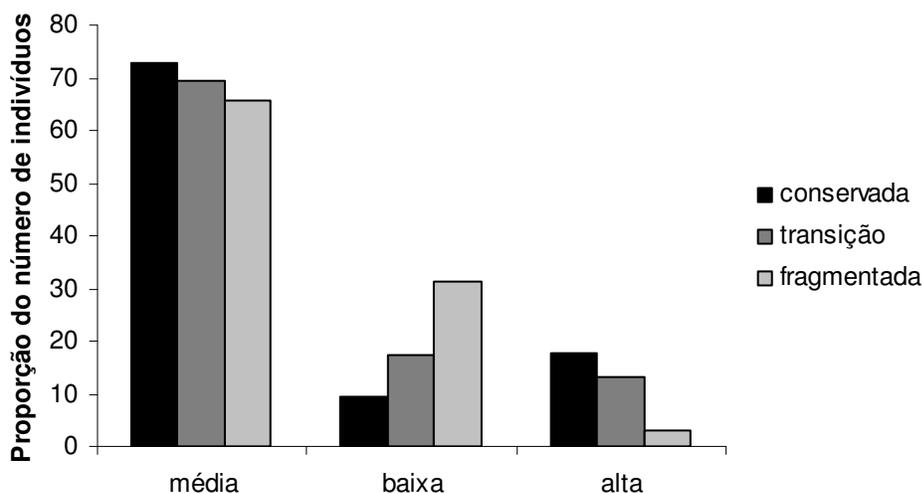


Figura 5 – Proporção do número indivíduos de acordo com classes de sensibilidade a distúrbios no habitat (Stotz et al. 1996) bosque entre os conjuntos de pontos amostrados

Quando analisada a composição da comunidade entre as áreas, verificou-se que uma baixa proporção de espécies é comum entre as três áreas amostradas, apenas 25%. A área conservada e a de transição apresentam o maior número de espécies em comum (45%). Já a fragmentada e a de transição apresentaram apenas 28% das espécies em comum e a conservada e a fragmentada apenas 29%.

Quando categorizadas de acordo com a tendência em se prejudicar, beneficiar ou não apresentar relação com a perda de habitat, do total de espécies amostradas, 50,4% mostraram tendência de ser prejudicar com a perda de habitat (tabela 1), das quais 65,4% são endêmicas da Mata Atlântica e a maior parte delas apresenta média e alta sensibilidade a distúrbios no ambiente, 58,2% e 31,4% respectivamente.

Tabela 1 – Proporção de espécies prejudicadas, beneficiadas e indiferentes à perda de habitat; proporção de espécies endêmicas do Bioma Mata Atlântica e proporção de espécies nas classes de sensibilidade propostas por Stotz et al. (1996)

	n. espécies (%)	endêmicas (%)	alta	sensibilidade (%)	
				média	baixa
<b>prejudicadas</b>	50,4	65,4	31,4	58,2	10,4
<b>beneficiadas</b>	29,3	16,4	0	51,3	48,7
<b>indiferentes</b>	20,3	18,2	25,9	51,9	22,2
<b>total (absoluto)</b>	133	55	28	73	32

Entre as espécies que mostraram tendência em se prejudicar com a perda de habitat, 34 são exclusivas da área conservada, entre elas os grandes frugívoros de dossel, como *Lipaugus lanioides*, *Selenidera maculirostris* e *Procnias nudicollis*, espécies dispersoras de grandes sementes pela mata (GALETTI et al. 1997; GALETTI; ALEIXO, 1998); os thamnofilídeos *Drymophila ferruginea*, *Drymophila ochropyga* e *Myrmotherula unicolor* e outras espécies mais exigentes quanto a qualidade do habitat, como *Heliobletus contaminatus*, *Myiobius barbatus*, *Campylorhamphus falcularius*, *Formicarius colma*, *Grallaria varia*, *Nonnula rubecula* e *Phylloscartes oustaleti*, todas espécies classificadas como de alta sensibilidade a distúrbios no habitat (STOTZ et al. 1996).

Posteriormente, observa-se um ordenamento das espécies entre as áreas de acordo com a abundância (tabela 2). Há um padrão bastante evidente de espécies que apresentam maior abundância na área conservada, abundância intermediária na área de transição e baixa abundância ou estão ausentes na área fragmentada. Esse padrão é bastante claro para espécies como *Chamaeza campanisona* (G=16,3; p=0,0003; gl=2), *Pyriglena leucoptera* (G=50,8; p=0,0001; gl=2), *Dendrocincla turdina* (G=17,6; p=0,0002; gl=2), *Sclerurus scansor* (G=11,5; p=0,003; gl=2), *Dendrocolaptes platyrostris* (G=13,8; p=0,001; gl=2), entre outras.

Do total de espécies que apresentaram tendência de se prejudicar com a perda de habitat, 21 apresentaram diferenças significativas nos valores de abundância (teste G a 5% de probabilidade). Para outras 12 espécies não houve diferença significativa nos valores de abundância entre as áreas, porém, estas espécies não ocorrem na área fragmentada, o que sugere que devem apresentar um padrão semelhante as demais, de serem prejudicadas com a perda de habitat.

Tabela 2 – Abundância das espécies (%) que apresentaram tendência em se prejudicar com a perda de habitat (continua)

Espécie	Conservada (%)	Transição (%)	Fragmentada (%)	Total (absoluto)	G (gl=2)
<i>Accipiter poliogaster</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Arremon flavirostris</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	100.0	0.0	0.0	7	-
<i>Basileuterus rivularis</i>	100.0	0.0	0.0	4	-
<i>Cacicus chrysopterus</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Campylohamphus falcularius</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Celeus flavescens</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Crypturellus obsoletus</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Drymophila ferruginea</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Drymophila ochropyga</i>	100.0	0.0	0.0	1	-

Tabela 2 – Abundância das espécies (%) que apresentaram tendência em se prejudicar com a perda de habitat.  
(continuação)

<b>Espécie</b>	<b>Conservada (%)</b>	<b>Transição (%)</b>	<b>Fragmentada (%)</b>	<b>Total (absoluto)</b>	<b>G (gl=2)</b>
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	100.0	0.0	0.0	2	-
<i>Formicarius colma</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Glaucidium minutissimum</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Grallaria varia</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Heliobletus contaminatus</i>	100.0	0.0	0.0	5	-
<i>Lipaugus lanioides</i>	100.0	0.0	0.0	6	-
<i>Malacoptila striata</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Myiobius barbatus</i>	100.0	0.0	0.0	6	-
<i>Myiornis auricularis</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Myrmotherula unicolor</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Nonnula rubecula</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Orthogonys chloricterus</i>	100.0	0.0	0.0	2	-
<i>Oxyruncus cristatus</i>	100.0	0.0	0.0	2	-
<i>Pachyrampus validus</i>	100.0	0.0	0.0	3	-
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Pipraeidea melanonota</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Procnias nudicollis</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Ramphastos dicolorus</i>	100.0	0.0	0.0	6	-
<i>Selenidera maculirostris</i>	100.0	0.0	0.0	4	-
<i>Stephanophorus diadematus</i>	100.0	0.0	0.0	2	-
<i>Tangara cyanocephala</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Tiaris fuliginosa</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Trogon surrucura</i>	100.0	0.0	0.0	2	-
<i>Xenops rutilans</i>	100.0	0.0	0.0	1	-
<i>Conopophaga melanops</i>	93.8	6.3	0.0	16	15,4; p=0,0004
<i>Myrmeciza squamosa</i>	92.3	7.7	0.0	13	11,9; p=0,003
<i>Haplospiza unicolor</i>	90.0	6.8	3.2	221	166,4; p<0,0001
<i>Elaenia mesoleuca</i>	88.9	11.1	0.0	9	7,6; p=0,02
<i>Myrmotherula gularis</i>	86.5	13.5	0.0	37	29,3; p<0,0001
<i>Anabazenops fuscus</i>	81.3	18.8	0.0	16	11,4; p=0,003
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	81.0	19.0	0.0	21	14,8; p=0,0006
<i>Philydor atricapillus</i>	80.6	19.4	0.0	31	21,8; p<0,0001
<i>Pteroglossus bailloni</i>	80.0	20.0	0.0	5	NS
<i>Tityra cayana</i>	75.0	25.0	0.0	8	NS
<i>Chamaeza campanisona</i>	67.9	32.1	0.0	28	16,3; p=0,0003
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	66.7	33.3	0.0	9	NS
<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	66.7	33.3	0.0	3	NS
<i>Xenops minutus</i>	66.7	33.3	0.0	3	NS
<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	64.3	35.7	0.0	14	7,9; p=0,02
<i>Pyriglena leucoptera</i>	63.4	34.1	2.4	123	50,8; p=0,0001
<i>Tangara desmaresti</i>	62.5	37.5	0.0	8	NS
<i>Thraupis ornata</i>	60.0	40.0	0.0	5	NS
<i>Trogon rufus</i>	58.3	41.7	0.0	12	6,5; p=0,04
<i>Sittasomus griseicapillus</i>	57.7	31.7	10.6	104	19,8; p<0,0001
<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	55.6	44.4	0.0	18	9,6; p=0,008
<i>Dendrocincla turdina</i>	54.5	45.5	0.0	33	17,6; p=0,0002
<i>Batara cinerea</i>	50.0	50.0	0.0	4	NS

Tabela 2 – Abundância das espécies (%) que apresentaram tendência em se prejudicar com a perda de habitat (conclusão)

<b>Espécie</b>	<b>Conservada (%)</b>	<b>Transição (%)</b>	<b>Fragmentada (%)</b>	<b>Total (absoluto)</b>	<b>G (gl=2)</b>
<i>Euphonia pectoralis</i>	50.0	50.0	0.0	12	6,4; =0,04
<i>Philydor lichtensteini</i>	50.0	50.0	0.0	2	NS
<i>Thraupis cyanoptera</i>	50.0	50.0	0.0	8	NS
<i>Sclerurus scansor</i>	47.2	45.3	7.5	53	11,5; p=0,003
<i>Carpornis cucullata</i>	46.2	53.8	0.0	26	13,8; p=0,001
<i>Philydor rufum</i>	40.0	60.0	0.0	5	NS
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	39.2	54.9	5.9	51	13,8; p=0,001
<i>Ilicura militaris</i>	33.3	66.7	0.0	18	10,4; p=0,006
<i>Turdus subalaris</i>	33.3	66.7	0.0	3	NS
<i>Platycichla flavipes</i>	31.4	68.6	0.0	102	59,9; p<0,0001

NS - não significativo; - teste não realizado.

No outro extremo, 29,3% das espécies mostraram tendência de se beneficiar com a perda de habitat (tabela 3). Uma baixa proporção delas é endêmica da Mata Atlântica (16,4%) e há uma distribuição bastante semelhante quanto às classes média e baixa de sensibilidade das espécies a distúrbios no ambiente (51,3% e 48,7 %), sendo que nenhuma é classificada como de alta sensibilidade.

Entre as espécies que se mostraram beneficiadas com a fragmentação do habitat estão 18 exclusivas da área fragmentada, todas classificadas como de baixa sensibilidade a distúrbios no habitat, ou seja, espécies comumente encontradas em áreas fortemente antropizadas, como *Basileuterus hypoleucus*, *Turdus amaurochalinus*, *Synallaxis spixi*, *Coereba flaveola* e *Thlypopsis sordida*.

Posteriormente, observa-se um ordenamento das espécies que aumentam a abundância da área conservada para a fragmentada, apresentando altos valores de abundância na área fragmentada, valores intermediários na área de transição e valores baixos ou são ausentes na área conservada. Esse padrão é bastante claro para espécies como *Basileuterus leucoblepharus* (G=132,8; p<0,0001; gl=2), *Turdus rufiventris* (G=127,1; p<0,0001; gl=2), *Conopophaga lineata* (G=132,9; p<0,0001; gl=2), *Automolus leucophthalmus* (G=66,4; p<0,0001; gl=2), *Dysithamnus mentalis* (G=53,7; p<0,0001; gl=2), entre outras.

Um total de 21 espécies mostrou aumento na abundância com a perda do habitat, sendo que para 17 a diferença foi significativa a 5%. Para quatro espécies, embora os valores de abundância sejam mais altos para a área fragmentada, não houve diferença significativa, porém,

estas espécies não ocorrem na área conservada, sugerindo que devem apresentar um padrão semelhante as demais, de serem beneficiadas com a perda de habitat.

Tabela 3 – Abundância das espécies (%) que apresentaram tendência de se beneficiar com a perda de habitat

<b>Espécie</b>	<b>Conservada (%)</b>	<b>Transição (%)</b>	<b>Fragmentada (%)</b>	<b>Total (absoluto)</b>	<b>G (gl=2)</b>
<i>Arremon semitorquatus</i>	0.0	0.0	100.0	6	-
<i>Basileuterus hypoleucus</i>	0.0	0.0	100.0	7	-
<i>Catharus fuscescens</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Coereba flaveola</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Colaptes melanochloros</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Corythopsis delalandi</i>	0.0	0.0	100.0	7	-
<i>Dryocopus lineatus</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Hemitriccus diops</i>	0.0	0.0	100.0	2	-
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Knipolegus cyanirostris</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Pachyrhamphus polychopterus</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Rupornis magnirostris</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Sporophila caeruleascens</i>	0.0	0.0	100.0	2	-
<i>Synallaxis spixi</i>	0.0	0.0	100.0	2	-
<i>Tangara cayana</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Thlypopsis sordida</i>	0.0	0.0	100.0	1	-
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	0.0	0.0	100.0	7	-
<i>Turdus amaurochalinus</i>	0.0	0.0	100.0	7	-
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	2.5	0.0	97.5	120	132,8; p<0,0001
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	5.3	2.7	92.0	75	61,5; p<0,0001
<i>Saltator similis</i>	0.0	9.1	90.9	22	19,5; p<0,0001
<i>Thamnophilus caeruleascens</i>	2.0	10.2	87.8	49	35,2; p<0,0001
<i>Picumnus temminckii</i>	0.0	12.5	87.5	16	12,9; 0,002
<i>Turdus rufiventris</i>	1.7	10.8	87.5	176	127,1; p<0,0001
<i>Lathrotriccus euleri</i>	8.9	4.4	86.7	45	29,1; p<0,0001
<i>Pyrrhocoma ruficeps</i>	0.0	14.3	85.7	7	NS
<i>Basileuterus culicivorus</i>	12.0	4.0	84.0	200	118,8; p<0,0001
<i>Cyclarhis gujanensis</i>	8.3	8.3	83.3	12	6,5; p=0,04
<i>Conopophaga lineata</i>	4.7	12.0	83.3	233	132,9; p<0,0001
<i>Automolus leucophthalmus</i>	5.7	11.5	82.8	122	66,4; p<0,0001
<i>Dysithamnus mentalis</i>	12.9	10.8	76.3	139	53,7; p<0,0001
<i>Piaya cayana</i>	0.0	25.0	75.0	4	NS
<i>Tachyphonus coronatus</i>	9.6	21.3	69.1	136	39,9; p<0,0001
<i>Thraupis sayaca</i>	0.0	33.3	66.7	3	NS
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	32.7	8.2	59.2	49	11,6; p=0,003
<i>Mackenziaena severa</i>	0.0	50.0	50.0	2	NS
<i>Trichothraupis melanops</i>	27.6	27.6	44.8	344	9,5; p=0,008
<i>Leptotila rufaxilla</i>	0.0	56.0	44.0	25	13,4; p=0,001
<i>Chiroxiphia caudata</i>	21.0	40.9	38.1	286	11,2; p=0,004

NS - não significativo; - teste não realizado.

Também algumas espécies não apresentam diferenças de abundância entre as áreas, o que sugere que não sofrem efeitos nem positivos nem negativos da perda de habitat, totalizando 20,3% das espécies amostradas, das quais 18,2% são endêmicas da Mata Atlântica. Dentre estas espécies, foram agrupadas sete amostradas somente na área de transição (*Attila phoenicurus*, *Neopelma chrysolophum*, *Vireo olivaceus*, *Odontophorus capueira*, *Amaurospiza moesta*, *Hypoedaleus guttatus* e *Platyrinchus leucorhynchus*), de forma que torna-se difícil compreender os efeitos da perda de habitat para este grupo de espécies.

Espécies como *Leptopogon amaurocephalus*, *Schiffornis virescens*, *Xiphorhynchus fuscus*, *Habia rubica*, *Attila rufus*, entre outras (tabela 4) parecem não apresentar forte efeito com a perda de habitat, uma vez que há uma distribuição semelhante das abundâncias destas espécies entre as três áreas amostradas, sendo que não apresentaram diferenças significativas de abundância entre as áreas, com exceção de *G. montana*, *T. albicollis* e *P. mystaceus*. Para estas três espécies foi verificada diferença significativa nos valores de abundância entre as áreas, porém, entre as áreas conservada e fragmentada tal diferença não é significativa. Uma vez que estas duas áreas representam situações extremas, optou-se por agrupar estas três espécies na categoria daquelas que se mostram indiferentes à perda de habitat.

Tabela 4 – Abundância das espécies (%) que se mostraram indiferentes à perda de habitat

(continua)

<b>Espécie</b>	<b>Conservada (%)</b>	<b>Transição (%)</b>	<b>Fragmentada (%)</b>	<b>Total (absoluto)</b>	<b>G (gl=2)</b>
<i>Amaurospiza moesta</i>	0.0	100.0	0.0	1	-
<i>Attila phoenicurus</i>	0.0	100.0	0.0	6	-
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	0.0	100.0	0.0	1	-
<i>Neopelma chrysolophum</i>	0.0	100.0	0.0	6	-
<i>Odontophorus capueira</i>	0.0	100.0	0.0	3	-
<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	0.0	100.0	0.0	1	-
<i>Vireo olivaceus</i>	0.0	100.0	0.0	5	-
<i>Geotrygon montana</i>	15.6	71.9	12.5	64	19,7; p=0,0001
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	38.9	55.6	5.6	18	NS
<i>Micrastur ruficollis</i>	38.5	53.8	7.7	13	NS
<i>Attila rufus</i>	30.8	53.8	15.4	13	NS
<i>Turdus albicollis</i>	17.6	52.8	29.7	290	27,8; p<0,0001
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	27.7	34.0	38.3	47	NS
<i>Schiffornis virescens</i>	36.5	33.8	29.7	74	NS
<i>Myiodynastes maculatus</i>	33.3	33.3	33.3	3	NS
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	35.7	31.3	33.0	112	NS
<i>Myiarchus swainsoni</i>	61.5	30.8	7.7	13	NS
<i>Habia rubica</i>	47.5	29.5	23.0	61	NS
<i>Mionectes rufiventris</i>	45.5	28.6	25.9	112	NS

Tabela 4 – Abundância das espécies (%) que se mostraram indiferentes à perda de habitat.

Espécie	(conclusão)				
	Conservada (%)	Transição (%)	Fragmentada (%)	Total (absoluto)	G (gl=2)
<i>Veniliornis spilogaster</i>	25.0	25.0	50.0	8	NS
<i>Leptotila verreauxi</i>	15.8	21.1	63.2	19	NS
<i>Lochmias nematura</i>	15.0	20.0	65.0	20	NS
<i>Platyrinchus mystaceus</i>	40.4	11.2	48.3	178	26,5; p=0,0001
<i>Camptostoma obsoletum</i>	50.0	0.0	50.0	4	NS
<i>Phylloscartes ventralis</i>	33.3	0.0	66.7	3	NS
<i>Synallaxis cinerascens</i>	50.0	0.0	50.0	2	NS
<i>Turdus leucomelas</i>	66.7	0.0	33.3	3	NS

NS - não significativo; - teste não realizado.

Quando considerados grupos ecológicos, não foi encontrada diferença significativa no número de espécies de cada grupo entre as áreas amostrais. Os insetívoros noturnos foram registrados apenas na área conservada, porém, a captura do único representante *Glaucidium minutissimum* deve ser acidental, uma vez que os indivíduos deste grupo já estão terminando as atividades com o alvorecer, momento no qual inicia-se a amostragem com as redes.

Por outro lado, os insetívoros de borda ocorreram apenas na área fragmentada. As duas espécies desse grupo *Synallaxis spixi* e *Knipolegus cyanirostris* são espécies típicas de ambientes alterados e áreas abertas. Dessa forma, podemos sugerir que este grupo deva ser favorecido com a perda de habitat.

Os frugívoros de dossel são um grupo composto por *C. cucullata*, *L. lanioides*, *R. dicolorus*, *P. bailloni*, *S. maculirostris* e *P. nudicollis*, as quais não foram registradas na área fragmentada. Tais espécies são muito sensíveis às alterações no ambiente e devem se prejudicar com a perda do habitat.

De forma geral, não foi possível encontrar um padrão claro do efeito da perda de habitat para os grupos ecológicos, sendo que estes mantêm a mesma proporção de espécies entre as áreas. Porém, foi encontrado que grupos compostos por espécies típicas de bordas de mata e ambientes antropizados apresentaram maior tendência em se beneficiar com a perda de habitat. Por outro lado, os frugívoros de dossel tendem a desaparecer dessas áreas.

## 2.4 Discussão

Os resultados corroboram estudos que sugerem que com a fragmentação do hábitat ocorre perda de espécies e aumento da abundância, principalmente das espécies oportunistas e menos

exigentes quanto à qualidade do ambiente, o que pode ser explicado pelo efeito de densidade compensatória (MacARTHUR et al., 1972; ANJOS, 2001; LAURANCE et al., 2002).

Foi encontrado que quanto maior a redução no habitat, menores os valores de riqueza e maiores os de abundância, resultado que foi determinado por 17 espécies que apresentaram altos valores de abundância seguindo o gradiente de perda de habitat.

Este padrão pode ser explicado para algumas espécies em decorrência da perda de seus predadores, ou para outras que apresentam um repertório comportamental muito flexível, as quais são aptas a explorar a matriz inter-habitat, ou pelo menos tolerar seus efeitos (PEARSON, 1993; JOKIMÄKI; HUHTA, 1996; LAURANCE et al., 2002). MacArthur et al. (1972) sugerem que a ausência de competidores é um importante fator para o efeito da densidade compensatória, uma vez que muitos nichos tornam-se vagos devido à inadaptabilidade de algumas espécies em se manter em habitats alterados.

Um aspecto que deve estar relacionado à incapacidade dessas espécies em se manter em áreas alteradas é o padrão estocástico na oferta de recursos alimentares. Willis (1979) salienta que espécies mais especializadas quanto à alimentação, como os grandes frugívoros e grandes insetívoros, dependem de uma oferta constante de recursos espalhados no espaço, situação muitas vezes não ocorrente em áreas fragmentadas ou de vegetação secundária.

A sazonalidade na oferta de frutos na região do Planalto Paulista estudada (LAPS, 1996), o corte do palmitero, um recurso extremamente importante para espécies frugívoras (GALETTI; ALEIXO, 1998; GALETTI et al., 2000; PIZO et al., 2002), e a sazonalidade na oferta de artrópodes (TURNER, 1996), podem ser fatores importantes para explicar o padrão de declínio de algumas espécies seguindo o gradiente de perda de habitat. Develey e Metzger (2005) mostram que em paisagens com poucos remanescentes florestais, espécies mais sensíveis como os frugívoros de dossel e insetívoros terrestres tendem a desaparecer.

Quando comparada a composição da comunidade na paisagem, foi encontrado que os três conjuntos de pontos são bastante diferentes entre si, apresentando uma baixa proporção de espécies em comum. Esse resultado era esperado, uma vez que ao longo do gradiente analisado há um declínio muito evidente tanto da proporção quanto da qualidade do habitat florestal. A área conservada e a de transição apresentam a maior proporção de espécies em comum, uma vez que ambas fazem parte do *continuum* de vegetação florestal da Serra do Paranapiacaba. A área de transição está localizada na borda deste *continuum*, muito próxima a habitats não florestais e áreas

de intenso uso humano, como agricultura e áreas de mineração, o que pode estar relacionado ao menor número de espécies amostradas em relação à área conservada. Tanto a área conservada como a de transição apresentaram uma baixa proporção de espécies em comum com a área fragmentada, uma vez que representam situações completamente opostas quanto ao grau de integridade do ambiente.

Uma alta proporção das espécies amostradas mostrou tendência de se prejudicar com a perda de habitat, seja por haver uma queda nas abundâncias através das áreas, ou mesmo estarem ausentes na área fragmentada. Grande parte dessas espécies é endêmica da Mata Atlântica e apresenta sensibilidade de média a alta a distúrbios no habitat. Por outro lado, entre as espécies que se mostraram beneficiadas pela perda de habitat, há baixa proporção de endemismo e nenhuma é altamente sensível a distúrbios no habitat.

Algumas hipóteses podem ser levantadas para tentar entender os atuais níveis de riqueza e abundância de espécies na paisagem estudada. Uma refere-se ao tempo de latência entre a fragmentação e a perda das espécies (UEZU, 2006); ao efeito da densidade compensatória (MacARTHUR et al., 1972) e à capacidade das espécies em recolonizar áreas regeneradas (RIBON et al., 2003).

Os baixos níveis de riqueza encontrados na área fragmentada pode ser função do tempo de fragmentação da região. Trabalhos mostram que a riqueza atual de paisagens fragmentadas pode ser melhor explicada pela estrutura das paisagens passadas (UEZU, 2006). Assim, existe um período pós-fragmentação no qual a paisagem continua perdendo espécies, até um ponto no qual atinge a estabilidade. Para regiões tropicais é estimado que em 50 anos um fragmento perca metade das espécies que deverão se extinguir (BROOKS et al., 1999a), porém, Uezu (2006) estimou tempos menores, entre 20 a 46 anos na região do Pontal do Paranapanema.

O tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos apresentam relação positiva com o tempo de perda de espécies, sendo que paisagens com fragmentos pequenos e isolados perdem espécies mais rapidamente (UEZU, 2006). Esse fator pode ser importante na paisagem estudada, uma vez que na área fragmentada os remanescentes são pequenos, os maiores amostrados tendo cerca de 90 ha. A matriz inter-habitat, constituída por pastos e áreas agricultáveis, também pode representar uma barreira para a colonização entre os fragmentos.

A análise de uma imagem de satélite de 1976 mostra que a região já estava fragmentada nessa época, o que garante que pelo menos há 30 anos a paisagem já apresenta a configuração

atual. Uezu (2006) sugere que paisagens mais antigas boa parte das extinções já ocorreram, e em paisagens recentes o débito ecológico é alto. Dessa forma, pode-se sugerir que grande parte das espécies já foi perdida na área fragmentada, em função do longo período de fragmentação.

O efeito da densidade compensatória pode de fato explicar a alta abundância na área fragmentada. Esta área apresenta um déficit de 37 espécies em relação à área conservada. Tais espécies, como já mostrado anteriormente, são aquelas mais exigentes quanto à qualidade do habitat e que apresentam requerimentos ecológicos específicos, muitas vezes sendo mais especializadas quanto à alimentação. A ausência destas espécies na área fragmentada cria “vazios ecológicos”, que são ocupados por espécies de maior plasticidade quanto ao uso do habitat. Na presença de nichos vagos, tais espécies apresentam altos valores de abundância.

Por fim, Ribon (2003) destaca que em paisagens fragmentadas que foram regeneradas após algum período de fragmentação, talvez a perda de espécies possa ser explicada pela incapacidade das espécies em recolonizar estas áreas regeneradas, principalmente se os habitats florestais estiverem muito longe uns dos outros. Esse fator também pode ser importante na área estudada, uma vez que os fragmentos da região são florestas secundárias, regeneradas após exploração.

Esses resultados elucidam quais as espécies que devem ocupar as áreas fragmentadas nessa região do Estado de São Paulo e aquelas que devem sofrer extinção local. A fragmentação da Floresta Atlântica do Planalto Paulista deve levar a ocupação por espécies não endêmicas deste bioma e menos exigentes quanto à qualidade do habitat. Cerca de 50% das espécies deve sofrer extinção local ou apresentar valores de abundância muito baixos, enquanto que aproximadamente 30% devem ser beneficiadas e aumentar os valores de abundância, tornando-se muito comuns nos fragmentos.

Entre as espécies que tendem a se prejudicar com a perda de habitat, há um padrão bastante evidente de decréscimo da abundância seguindo o gradiente de perda de habitat, das quais se destacam *H. unicolor*, *M. gularis*, *A. fuscus*, *H. obsoletus*, *P. atricapillus*, *C. campanisona*, *P. leucoptera*, *O. swainsoni*, *D. turdina*, *S. scansor*, *C. cucullata*, *D. platyrostris* e *P. flavipes*. Por outro lado, espécies como *B. leucoblepharus*, *S. ruficapilla*, *S. similis*, *T. caerulescens*, *T. rufiventris*, *P. temminckii*, *L. euleri*, *C. lineata*, *A. leucophthalmus*, *D. mentalis*, *T. coronatus*, e *T. melanops* tendem a aumentar em abundância e dominar áreas fragmentadas, todas espécies identificadas por Develey (2004) como beneficiadas pelo processo de fragmentação. Anjos (2001) estudando a comunidade de aves em fragmentos de diferentes

tamanhos no norte do Estado do Paraná, encontrou aumento significativo na abundância de algumas espécies com a diminuição do tamanho do fragmento, entre elas cinco das quais apresentaram aumento da abundância de acordo com o gradiente de perda de habitat no atual estudo, a saber, *S. ruficapilla*, *D. mentalis*, *T. rufiventris*, *T. melanops* e *S. similis*.

Uezu (2005) analisou os efeitos da fragmentação em espécies da Mata Atlântica e encontrou resultados nos quais *C. cucullata* é fortemente afetada por alterações na cobertura florestal e *P. leucoptera* e *B. leucoblepharus* apresentaram alta sensibilidade a parâmetros estruturais de conectividade da paisagem. Neste estudo foram encontrados resultados semelhantes para as duas primeiras espécies, que se mostraram prejudicadas com a perda de habitat, porém, para *B. leucoblepharus* verificou-se um aumento expressivo na abundância para a área fragmentada, mostrando-se beneficiada pela redução no habitat. Já *C. caudata* no trabalho de Uezu (2005) não se mostrou afetada pelos parâmetros da paisagem considerados (conectividade e tamanho). Para esta espécie verificou-se uma proporção mais baixa de captura na área conservada e proporções mais altas nas áreas de transição e fragmentada, indicando que tal espécie pode aumentar a abundância em áreas fragmentadas.

Quando as espécies foram categorizadas em grupos ecológicos não foi possível verificar um padrão claro de resposta dos grupos à perda de habitat. Apenas os insetívoros de borda apresentaram tendência em se beneficiar com a perda de habitat. Por outro lado, os frugívoros de dossel devem se prejudicar e desaparecer de áreas fragmentadas. Para os demais grupos não foi possível verificar um efeito claro, porém, de forma semelhante aos resultados encontrados por Aleixo (1999), pelo menos uma espécie em cada grupo foi prejudicada pela perda de habitat. Assim, é sugerido que uma avaliação espécie-específica seja mais adequada para tratar dos efeitos da perda de habitat na comunidade. A categorização das espécies em grupos ecológicos da forma como foi proposta talvez ainda seja muito grosseira para que se possa enxergar algum padrão claro para os grupos. Por outro lado, para uma classificação mais refinada seria necessário criar tantos grupos que a própria categorização perderia sentido.

Os resultados deste trabalho geram um cenário da possível comunidade de aves que deve ocupar a região do Planalto Paulista caso se configure o processo de fragmentação das matas hoje ainda contínuas. Muitas dessas matas não estão protegidas por Unidades de Conservação, como as áreas amostradas neste trabalho na região do Sakamoto. Tais áreas abrigam uma comunidade de aves muito similar à encontrada no Parque Estadual de Itavaia, portanto, é alarmante a urgência

de intervenções que busquem a proteção destas áreas, como a criação de novas Unidades de Conservação ou mesmo a integração destas áreas a áreas protegidas já implantadas. Como ressaltado por Turner (1996), entender os principais mecanismos que acarretam a perda de espécies nos fragmentos florestais, assim como identificar grupos que são particularmente susceptíveis a extinção, deve ser a meta da biologia da conservação.

## 2.5 Conclusões

A fragmentação de florestas hoje ainda contínuas na região do Planalto Paulista deve levar cerca de 50% das espécies de aves de sub-bosque a níveis críticos de abundância ou mesmo tornarem-se extintas em locais com baixa proporção de habitats florestais. Por outro lado, cerca de 30% das espécies tendem a se beneficiar com a perda de habitat e aumentar os tamanhos das populações. As espécies mais prejudicadas pela perda de habitat são as endêmicas do bioma Mata Atlântica e aquelas mais sensíveis a alterações no habitat.

## Referências

- ALEIXO, A.; VIELLIARD, J.M.E. Composição e dinâmica da avifauna da mata de Santa Genebra, Campinas, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.12, n.3, p.493-511, 1995.
- ALHO, C.J.R. Ecological space and distribution of small mammals in diferents habitats. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v.38, n.3, p.693-705, 1978.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in lanscapes with different proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, Copenhagen, v. 71, p.355-366, 1994.
- ANJOS, L. Bird communities in five atlantic forest fragments in Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington, v.12, p.11-27, 2001.
- ANJOS, L. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, Rio de Janeiro, v.76, n.2, p.429-434, 2004.
- ANTONGIOVANNI, M.; METZGER, J.P. Influence of matrix habitats on the occurrence of insectivorous birds species in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, Essex, v.122, p.441-451, 2005

BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E. Effects of forest fragmentation on amazonian understory bird communities. **Acta Amazônica**, Manaus, v.19, p.215-241, 1989.

BROOKS, T.; PIMM, S.L.; OYUGI, J.O. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. **Conservation Biology**, Boston, v.13, p.1140-1150, 1999a.

CODY, L. C. Habitat Selection in Birds: The Roles of Vegetation Structure, Competitors, and Productivity. **Bioscience**, Washington, v.31, n.2, p.107-113, 1981.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. Listas das aves do Brasil. Versão 10/02/2006. Disponível em <http://www.cbro.org.br/CBRO> acesso em 09 set.2006.

COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE. **Ampliação da Mina Limeira**: estudo de impacto ambiental, São Paulo, v.1, 2003. 246p.

DEVELEY, P.F. **Efeitos da fragmentação e do estado de conservação da floresta na diversidade de aves da mata atlântica**. 2004. 134p. Tese (Doutorado em Ecologia)- Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

DEVELEY, P.F.; METZGER, J.P. Birds in Atlantic forest landscape: effects of forest cover and configuration. In: LAURANCE, W.; PERES, C.A. (Ed.). **Emerging threats to tropical forests**. Chicago: University of Chicago, 2005. 34p.

FERRAZ, G.; RUSSEL, G.J.; STOUFFER, P.C.; BIERREGAARD, R.O.; PIMM, S.L.; LOVEJOY, T.E. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. **PNAS**, Washington, v.100, n.24, p.14069-14073, 2003.

GALETTI, M.; ALEIXO, A. Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in at Atlantic rain forest of Brazil. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.35, p.286-293, 1998.

GALETTI, M.; LAPS, R.; PIZO, M.A. Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic Forest of Brazil. **Biotropica**, Washington, v.32, p.842-850, 2000

GALETTI, M.; MARTUSCELLI, P.; OLMOS, F.; ALEIXO, A. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. **Biological Conservation**, Essex, v.82, p.31-39, 1997.

GARCIA, S.; FINCH, D.M.; LEON, G.C. Patterns of forest use and endemism in resident bird communities of north-central Michoacan, Mexico. **Forest Ecology and Managemnt**, Amsterdam, v.110, p.151-171, 1998.

HENLE, K.; DAVIES, K.F.; KLEYER, M.; MARGULES, C.; SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation**, London, v.13, p.207-251, 2004.

JOHNS, A.D. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.7, n.4, p.417-437, 1991.

- JOKIMAKI, J.; HUHTA, E. The effects of landscape matrix and habitat structure on a bird community in northern Finland: a multi-scale approach. **Ornis Fennica**, Helsinki, v. 73, p.97-113, 1996.
- KARR, J.R. Seasonality, resource availability, and community diversity in tropical bird communities. **American Naturalist**, Chicago, v.110, n.976, p.973-994, 1976.
- KARR, J.R.; FREEMARK, K.E. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the “stable” tropics. **Ecology**, Tempe, v.64, p.1418-1494, 1983.
- KÖEPPEN, W. **Climatologia**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 478p.
- LACHER, T.E; SLACK, R.D.; COBURN, L.M.; GOLDSTEIN, M.I. The role of agroecosystems in wildlife biodiversity. In: COLLINS, W.W.; QUALSET, C.O. (Ed.). **Biodiversity in Agroecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 1999. p.147-161.
- LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of mazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Boston, v.16, n.3, p.605-618, 2002.
- LEVEY, D.J. Spatial and temporal variation in Costa Rican fruit and fruit-eating bird abundance. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.58, p.251-269, 1988.
- MacARTHUR, R. H.; MacARTHUR, J. W. On Birds Species Diversity. **Ecology**, Tempe, v.42, n.3, p.594-598, 1961.
- MacARTHUR, R. H., MacARTHUR, J. W.; PREER, J. On Bird Species Diversity. II. Prediction of Bird Census from Habitat Measurements. **American Naturalist**, Chicago, v.96, n.888, p.167-174, 1962.
- MacARTHUR, R.; KAAR, J.R.; DIAMOND, J.M. Density compensation in island faunas. **Ecology**, Tempe, v.53, p.330-342, 1972
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing,, 2004. 256p.
- MARTENSEN, A.C.; DEVELEY, P.F.; METZGER, J.P. Effects of forest fragmentation on the understory bird community of the Atlantic rainforest of Southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, Washington. No prelo.
- NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 421p.
- PACHECO, J.F.; BAUER, E.C. Biogeografia e conservação da avifauna da Mata Atlântica e Campos Sulinos – construção e nível atual do conhecimento. In: WORKSHOP AVALIAÇÃO E AÇÕES PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DOS BIOMAS FLORESTA ATLÂNTICA E CAMPOS SULINOS. 2000. **Síntese dos resultados e Relatório Final do Grupo Temático**

**Aves.** Disponível em [http://www.conservation.org.br/ma/rfinais/rt\\_aves.html](http://www.conservation.org.br/ma/rfinais/rt_aves.html), acesso em 09 de set.2000.

PIZO, M.A.; SILVA, W.R.; GALETTI, M.; LAPS, R. Frugivory in cotingas of the Atlantic Forest of Southeast Brazil, **Ararajuba**, Seropédica, v.10, p.177-185, 2002.

RADFORD, J.Q; BENNET, A.F.; CHEERS, G.J. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. **Biological Conservation**, Essex, v.124, p.317-337, 2005.

RIBON, R.; SIMON, J.E.; MATTOS, G.T. Bird extinctions in atlantic forest fragments of Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v.17, n.6, p.1827-1839, 2003.

SÃO PAULO. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**. Secretaria Estadual do Meio Ambiente/SEMA-Série Probio, São Paulo, 1998.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí. CESP, 1966. 232p.

SILVA, J.M.C.; TABARELLI, M. Tree species impoverishment and the future flora of the atlantic Forest of northeast Brazil. **Nature**, Washington, v.404, p.72-74, 2000.

SILVA, J.M.C.; UHL, C.; MURRAY, G. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, Boston, v.10, n.2, p. 491-503, 1996.

STOTZ, D.F.; FITZPATRICK, J.W.; PARKER III, T.A.; MOSKOVITS, D.K. **Neotropical birds, ecology and conservation**. Chicago: University of Chicago Press, 1996. 478p.

STOUFER, P.C.; BIERREGAARD, R.O. Use of Amazonian forest fragments by understory insectivorous birds. **Ecology**, Tempe, v.76, p.2429-2443, 1995.

STOUFFER, P.C., R.O. BIERREGAARD, JR., C. STRONG, AND T.E. LOVEJOY. Long-term landscape change and bird abundance in Amazonian rainforest fragments. **Conservation Biology**, Boston, v.20, n.4, p.1212-1223, 2006.

STRATFORD, J.; STOUFFER, P.C. Local extinction of terrestrial insectivorous birds in a fragmented landscape near Manaus, Brazil. **Conservation Biology**, Boston, v.13, p.1416-1423, 1999.

TERBORGH, J., ROBINSON, S. T., PARKER III, T. A., MUNN, C. A., PIERPONT, N. Structure and Organization of an Amazonian Forest Bird Community. **Ecological Monographs**, Lawrence, v.60, n.2, p.213-138, 1990.

TURNER, I.M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v.33, p.200-209, 1996.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 184p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

UEZU, A.; METZGER, J.P.; VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. **Biological Conservation**, Essex, v.123, p.507-519, 2005.

VIANA, V.M. Conservação da biodiversidade de fragmentos florestais em paisagens tropicais intensamente cultivadas. In: \_\_\_\_\_. **Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade biológica e dinâmica do uso da terra**, Belo Horizonte, p.135-154, 1995.

VIELLIARD, J.M.E. Bird community as an indicator of biodiversity: results from quantitative surveys in Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v.72, n.3, p.323-330, 2000.

VILLARD, M.A.; TRZCINSKI, M.K.; MERRIAM, G. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. **Conservation Biology**, Boston, v.13, n.4, p. 774-783, 1999.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **American Naturalist**, Chicago, n.12, p.879-887, 1985

WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia**, São Paulo, v.33, n.1, p.1-25, 1979.

**ANEXOS**

Anexo A – Número de capturas nas três áreas amostradas: conservada, transição e fragmentada, região de Ribeirão Grande, sudeste do Estado de São Paulo. A classificação taxonômica segue CBRO (2006); grau de sensibilidade Stotz et al. (1996); endemismo da Mata Atlântica Pacheco e Bauer (2000). O código dos grupos ecológicos encontra-se na página 17 deste documento

(continua)

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Guilda</b>	<b>Sensibilidade</b>	<b>Endêmico</b>	<b>Conservada</b>	<b>Transição</b>	<b>Fragmentada</b>	<b>Total</b>	<b>Ameaça</b>
Accipitridae	<i>Accipiter poliogaster</i>	C-Di	Alta		1			1	EP
Accipitridae	<i>Micrastur ruficollis</i>	C-Di	Média		5	7	1	13	
Accipitridae	<i>Rupornis magnirostris</i>	C-Di	Baixa				1	1	
Bucconidae	<i>Malacoptila striata</i>	I-Su	Média		1			1	
Bucconidae	<i>Nonnula rubecula</i>	I-Su	Alta		1			1	VU
Cardinalidae	<i>Saltator similis</i>	O-Bo	Baixa			2	20	22	
Coerebidae	<i>Coereba flaveola</i>	NI	Baixa				1	1	
Columbidae	<i>Geotrygon montana</i>	G-Te	Média		10	46	8	64	
Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	G-Te	Média			14	11	25	
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	G-Te	Baixa		3	4	12	19	
Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	I-Te	Média		11	28	194	233	
Conopophagidae	<i>Conopophaga melanops</i>	I-Te	Alta	x	15	1		16	
Cotingidae	<i>Carpornis cucullata</i>	F-Do	Alta	x	12	14		26	
Cotingidae	<i>Lipaugus lanioides</i>	F-Do	Alta	x	6			6	VU
Cotingidae	<i>Procnias nudicollis</i>	F-Do	Média	x	1			1	VU
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	I-Do	Baixa			1	3	4	
Dendrocolaptidae	<i>Campylohamphus falcularius</i>	I-TG	Alta	x	1			1	
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocincla turdina</i>	I-Su	Média	x	18	15		33	
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	I-Su	Média		20	28	3	51	
Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes falcinellus</i>	I-TG	Alta	x	2	1		3	
Dendrocolaptidae	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	I-TG	Média		60	33	11	104	
Dendrocolaptidae	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	I-TG	Média	x	9	5		14	
Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	I-TG	Alta	x	40	35	37	112	
Emberezidae	<i>Amaurospiza moesta</i>	G-Bo	Média	x		1		1	VU
Emberezidae	<i>Arremon flavirostris</i>	I-Ba	Média		1			1	
Emberezidae	<i>Arremon semitorquatus</i>	I-Ba	Média	x			6	6	
Emberezidae	<i>Haplospiza unicolor</i>	G-Bo	Média	x	199	15	7	221	
Emberezidae	<i>Sporophila caerulescens</i>	G-Bo	Baixa				2	2	

Anexo A – Número de capturas nas três áreas amostradas: conservada, transição e fragmentada, região de Ribeirão Grande, sudeste do Estado de São Paulo. A classificação taxonômica segue CBRO (2006); grau de sensibilidade Stotz et al. (1996); endemismo da Mata Atlântica Pacheco e Bauer (2000). O código dos grupos ecológicos encontra-se na página 17 deste documento

(continuação)

Família	Espécie	Guilda	Sensibilidade	Endêmico	Conservada	Transição	Fragmentada	Total	Ameça
Emberezidae	<i>Tangara cayana</i>	O-Bo	Média				1	1	
Emberezidae	<i>Tangara cyanocephala</i>	FI-Do	Média	x	1			1	
Emberezidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	O-Bo	Baixa				1	1	
Emberezidae	<i>Tiaris fuliginosa</i>	O-Bo	Baixa		1			1	
Formicariidae	<i>Chamaeza campanisona</i>	I-Te	Alta		19	9		28	
Formicariidae	<i>Formicarius colma</i>	I-Te	Alta		1			1	
Fringillidae	<i>Euphonia pectoralis</i>	FI-Do	Média	x	6	6		12	
Furnariidae	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	I-Su	Alta	x	7	10	1	18	
Furnariidae	<i>Anabazenops fuscus</i>	I-Ba	Alta	x	13	3		16	
Furnariidae	<i>Automolus leucophthalmus</i>	I-Su	Média		7	14	101	122	
Furnariidae	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	I-Do	Alta	x	6	3		9	
Furnariidae	<i>Heliobletus contaminatus</i>	I-Do	Alta	x	5			5	
Furnariidae	<i>Lochmias nematura</i>	I-Te	Média		3	4	13	20	
Furnariidae	<i>Philydor atricapillus</i>	I-Su	Alta	x	25	6		31	
Furnariidae	<i>Philydor lichtensteini</i>	I-TG	Alta	x	1	1		2	
Furnariidae	<i>Philydor rufum</i>	I-Do	Média		2	3		5	
Furnariidae	<i>Synallaxis cinerascens</i>	I-Su	Média		1		1	2	
Furnariidae	<i>Synallaxis ruficapilla</i>	I-Ba	Média	x	4	2	69	75	
Furnariidae	<i>Synallaxis spixi</i>	I-Bo	Baixa				2	2	
Furnariidae	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	I-TG	Média		16	4	29	49	
Furnariidae	<i>Xenops minutus</i>	I-TG	Média		2	1		3	
Furnariidae	<i>Xenops rutilans</i>	I-TG	Média		1			1	
Grallariidae	<i>Grallaria varia</i>	I-Te	Alta		1			1	
Icteridae	<i>Cacicus chrysopterus</i>	FI-Su	Média		1			1	
Momotidae	<i>Baryphthengus ruficapillus</i>	FI-Su	Média		7			7	
Odontophoridae	<i>Odontophorus capueira</i>	G-Te	Alta	x		3		3	
Oxyruncidae	<i>Oxyruncus cristatus</i>	FI-Do	Alta		2			2	
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	O-Bo	Média		24	8	168	200	

Anexo A – Número de capturas nas três áreas amostradas: conservada, transição e fragmentada, região de Ribeirão Grande, sudeste do Estado de São Paulo. A classificação taxonômica segue CBRO (2006); grau de sensibilidade Stotz et al. (1996); endemismo da Mata Atlântica Pacheco e Bauer (2000). O código dos grupos ecológicos encontra-se na página 17 deste documento

(continuação)

Família	Espécie	Guildd	Sensibilidade	Endêmico	Conservada	Transição	Fragmentada	Total	Ameaça
Parulidae	<i>Basileuterus hypoleucus</i>	I-Su	Baixa				7	7	
Parulidae	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	I-Su	Média		3		117	120	
Parulidae	<i>Basileuterus rivularis</i>	I-Te	Média		4			4	
Picidae	<i>Celeus flavescens</i>	I-TG	Média		1			1	
Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	I-TG	Baixa				1	1	
Picidae	<i>Dryocopus lineatus</i>	I-TG	Baixa				1	1	
Picidae	<i>Picumnus temminckii</i>	I-TG	Média	x		2	14	16	
Picidae	<i>Veniliornis spilogaster</i>	I-TG	Média		2	2	4	8	
Pipridae	<i>Chiroxiphia caudata</i>	FI-Su	Baixa	x	60	117	109	286	
Pipridae	<i>Ilicura militaris</i>	FI-Su	Média	x	6	12		18	
Pipridae	<i>Neopelma chrysolophum</i>	FI-Su	Média	x		6		6	
Ramphastidae	<i>Pteroglossus bailloni</i>	F-Do	Alta	x	4	1		5	
Ramphastidae	<i>Ramphastos dicolorus</i>	F-Do	Média	x	6			6	
Ramphastidae	<i>Selenidera maculirostris</i>	F-Do	Média	x	4			4	
Scleruridae	<i>Sclerurus scansor</i>	I-Te	Alta		25	24	4	53	
Strigidae	<i>Glaucidium minutissimum</i>	I-No	Média	x	1			1	
Thamnophilidae	<i>Batara cinerea</i>	I-Ba	Média		2	2		4	
Thamnophilidae	<i>Dryophila ferruginea</i>	I-Su	Média	x	1			1	
Thamnophilidae	<i>Dryophila ochropyga</i>	I-Ba	Média	x	1			1	
Thamnophilidae	<i>Dysithamnus mentalis</i>	I-Su	Média		18	15	106	139	
Thamnophilidae	<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	I-Su	Média	x	2			2	PA
Thamnophilidae	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	I-Do	Alta	x		1		1	
Thamnophilidae	<i>Mackenziaena severa</i>	I-Ba	Média	x		1	1	2	
Thamnophilidae	<i>Myrmeciza squamosa</i>	I-Te	Média	x	12	1		13	
Thamnophilidae	<i>Myrmotherula gularis</i>	I-Su	Média	x	32	5		37	
Thamnophilidae	<i>Myrmotherula unicolor</i>	I-Su	Média	x	1			1	VU
Thamnophilidae	<i>Pyriglena leucoptera</i>	I-Su	Média	x	78	42	3	123	
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caeruleus</i>	O-Bo	Baixa		1	5	43	49	

Anexo A – Número de capturas nas três áreas amostradas: conservada, transição e fragmentada, região de Ribeirão Grande, sudeste do Estado de São Paulo. A classificação taxonômica segue CBRO (2006); grau de sensibilidade Stotz et al. (1996); endemismo da Mata Atlântica Pacheco e Bauer (2000). O código dos grupos ecológicos encontra-se na página 17 deste documento

(continuação)

Família	Espécie	Guildd	Sensibilidade	Endêmico	Conservada	Transição	Fragmentada	Total	Ameaça
Thraupidae	<i>Habia rubica</i>	FI-Su	Alta		29	18	14	61	
Thraupidae	<i>Orthogonys chloricterus</i>	FI-Do	Média	x	2			2	
Thraupidae	<i>Pipraeidea melanonota</i>	O-Bo	Baixa		1			1	
Thraupidae	<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	I-Su	Média	x		1	6	7	
Thraupidae	<i>Stephanophorus diadematus</i>	FI-Bo	Baixa		2			2	
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	O-Bo	Baixa	x	13	29	94	136	
Thraupidae	<i>Tangara desmaresti</i>	FI-Do	Média	x	5	3		8	
Thraupidae	<i>Thraupis cyanoptera</i>	O-Bo	Média	x	4	4		8	
Thraupidae	<i>Thraupis ornata</i>	FI-Do	Média	x	3	2		5	
Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	O-Bo	Baixa			1	2	3	
Thraupidae	<i>Trichothraupis melanops</i>	FI-Su	Média		95	95	154	344	
Tinamidae	<i>Crypturellus obsoletus</i>	G-Te	Baixa		1			1	
Tityridae	<i>Pachyramphus polychopterus</i>	I-Do	Baixa				1	1	
Tityridae	<i>Pachyramphus validus</i>	O-Bo	Média		3			3	
Tityridae	<i>Schiffornis virescens</i>	FI-Su	Média	x	27	25	22	74	
Tityridae	<i>Tityra cayana</i>	FI-Do	Média		6	2		8	
Trochilidae	<i>Amazilia fimbriata</i>	NI	Baixa						
Trochilidae	<i>Amazilia lactea</i>	NI	Baixa						
Trochilidae	<i>Amazilia versicolor</i>	NI	Baixa						
Trochilidae	<i>Chlorostilbon aureoventris</i>	NI	Baixa						
Trochilidae	<i>Clytolaema rubricauda</i>	NI	Média	x					
Trochilidae	<i>Leucochloris albicollis</i>	NI	Baixa						
Trochilidae	<i>Melanotrochilus fuscus</i>	NI	Média						
Trochilidae	<i>Phaethornis eurynome</i>	NI	Média	x					
Trochilidae	<i>Phaethornis pretrei</i>	NI	Baixa						
Trochilidae	<i>Phaethornis squalidus</i>	NI	Média	x					
Trochilidae	<i>Ramphodon naevius</i>	NI	Média	x					
Trochilidae	<i>Thalurania glaucopis</i>	NI	Média	x					

Anexo A – Número de capturas nas três áreas amostradas: conservada, transição e fragmentada, região de Ribeirão Grande, sudeste do Estado de São Paulo. A classificação taxonômica segue CBRO (2006); grau de sensibilidade Stotz et al. (1996); endemismo da Mata Atlântica Pacheco e Bauer (2000). O código dos grupos ecológicos encontra-se na página 17 deste documento

(continuação)

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Guilda</b>	<b>Sensibilidade</b>	<b>Endêmico</b>	<b>Conservada</b>	<b>Transição</b>	<b>Fragmentada</b>	<b>Total</b>	<b>Ameaça</b>
Trogonidae	<i>Trogon rufus</i>	FI-Do	Média		7	5		12	
Trogonidae	<i>Trogon surrucura</i>	FI-Do	Média	x	2			2	
Turdidae	<i>Catharus fuscescens</i>	FI-Su	Média				1	1	
Turdidae	<i>Platycichla flavipes</i>	FI-Do	Média		32	70		102	
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	FI-Su	Média		51	153	86	290	
Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	O-Bo	Baixa				7	7	
Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	O-Bo	Baixa		2		1	3	
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	O-Bo	Baixa		3	19	154	176	
Turdidae	<i>Turdus subalaris</i>	FI-Do	Baixa		1	2		3	
Tyrannidae	<i>Attila phoenicurus</i>	I-Do	Alta			6		6	
Tyrannidae	<i>Attila rufus</i>	O-Bo	Média	x	4	7	2	13	
Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	O-Bo	Baixa		2		2	4	
Tyrannidae	<i>Corythopsis delalandi</i>	I-Te	Média				7	7	
Tyrannidae	<i>Elaenia mesoleuca</i>	FI-Bo	Baixa		8	1		9	
Tyrannidae	<i>Hemitriccus diops</i>	I-Ba	Média	x			2	2	
Tyrannidae	<i>Hemitriccus obsoletus</i>	I-Su	Média	x	17	4		21	PA
Tyrannidae	<i>Hemitriccus orbitatus</i>	I-Su	Média	x			1	1	
Tyrannidae	<i>Knipolegus cyanirostris</i>	I-Bo	Baixa				1	1	
Tyrannidae	<i>Lathrotriccus eulerei</i>	I-Su	Média		4	2	39	45	
Tyrannidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	I-Su	Média		13	16	18	47	
Tyrannidae	<i>Mionectes rufiventris</i>	FI-Su	Média	x	51	32	29	112	
Tyrannidae	<i>Myiarchus swainsoni</i>	FI-Do	Baixa		8	4	1	13	
Tyrannidae	<i>Myiobius barbatus</i>	I-Su	Alta		6			6	
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	FI-Do	Baixa		1	1	1	3	
Tyrannidae	<i>Myiornis auricularis</i>	O-Bo	Baixa	x	1			1	
Tyrannidae	<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	I-Su	Alta	x	10	8		18	EP
Tyrannidae	<i>Phylloscartes oustaleti</i>	I-Do	Alta	x	1			1	
Tyrannidae	<i>Phylloscartes ventralis</i>	I-Do	Média		1		2	3	

Anexo A – Número de capturas nas três áreas amostradas: conservada, transição e fragmentada, região de Ribeirão Grande, sudeste do Estado de São Paulo. A classificação taxonômica segue CBRO (2006); grau de sensibilidade Stotz et al. (1996); endemismo da Mata Atlântica Pacheco e Bauer (2000). O código dos grupos ecológicos encontra-se na página 17 deste documento

(conclusão)									
<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Guilda</b>	<b>Sensibilidade</b>	<b>Endêmico</b>	<b>Conservada</b>	<b>Transição</b>	<b>Fragmentada</b>	<b>Total</b>	<b>Ameça</b>
Tyrannidae	<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	I-Su	Alta	x		1		1	EP
Tyrannidae	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	I-Su	Média		72	20	86	178	
Tyrannidae	<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	I-Do	Média				7	7	
Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	FI-Do	Baixa		1	1	10	12	
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	O-Bo	Baixa			5		5	
	<b>145</b>			<b>61</b>	<b>1325</b>	<b>1100</b>	<b>1863</b>	<b>4288</b>	<b>10</b>

### **3 EFEITOS DE MINERAÇÃO NA COMUNIDADE DE AVES DE SUB-BOSQUE EM ÁREA DE MATA ATLÂNTICA DO PLANALTO PAULISTA, SUDESTE DO BRASIL**

#### **Resumo**

Existe uma grande lacuna sobre o entendimento dos efeitos de atividades de mineração na comunidade biótica em regiões tropicais. Dada a inexistência de informações sobre este aspecto, neste trabalho foi estudada a comunidade de aves de sub-bosque no entorno de uma mina atualmente ativa para exploração de calcário em Ribeirão Grande, São Paulo. Esta região é estratégica para estudos desta natureza, uma vez que apresenta a maior concentração de calcário no Estado de São Paulo e abriga um dos últimos grandes maciços de Floresta Atlântica contínua do planeta. Os pontos de amostragem de aves seguem um gradiente de distância em relação a cava da Mina e foram comparados quanto à riqueza e abundância total de aves e riqueza e abundância de grupos de sensibilidade a perturbações no habitat. Encontramos que para os parâmetros analisados não há diferenças entre as distâncias amostradas, o que pode sugerir que a Mina não tenha um efeito tão severo na comunidade de aves a ponto de ser captado pelo método de amostragem e análises empregadas nesse trabalho. É sugerido que outros aspectos da comunidade, como reprodução, comportamento, consumo de frutos e dispersão de sementes, talvez sejam mais adequados para verificar os impactos da atividade de mineração na comunidade de aves na área estudada. Também uma avaliação temporal do tamanho das populações nas distâncias amostradas talvez possa revelar flutuações decorrentes da atividade da Mina.

Palavras-chave: Mineração; Aves; Impacto Ambiental

#### **Abstract**

There is a major gap in the understanding of the effects of the mining on the biotic community in tropical regions. Given the lack of information on this, we studied the understory bird community in areas near to a currently active limestone mine in Ribeirão Grande, São Paulo. This region is strategic for studies of this nature, as it holds the biggest concentration of limestone in the State of São Paulo and one of the last large remainder blocks of Atlantic Forest of the planet. Sampling points of birds follow a gradient of distance from the mine and were compared according to the richness and abundance of birds and richness and abundance of groups of sensitivity to disturbances in the habitat. We found that, for the parameters analyzed, there were no differences between the sampled distances, what may suggest that the mine does not have an effect severe enough to be detected by the method of sampling and analysis used in this work. It is suggested that other aspects of the community, such as reproduction, behaviour, consumption of fruit and seed dispersal may be more appropriate for evaluating the impacts of the mining in the community of birds in the study area. Also, a time series evaluation of the sampled populations' size might reveal fluctuations resulting from the activities in the mine.

Keywords: Mining; Birds; Environmental Impacts

### 3.1 Introdução

Detectar os impactos ambientais das atividades humanas nas comunidades naturais é o problema central da ecologia aplicada. É um problema difícil de ser tratado, pois é necessário separar as perturbações antrópicas daquelas que naturalmente ocorrem na maioria das populações (SCHROETER et al., 1993). Além do mais, em paisagens ocupadas por atividades humanas, uma série de fontes de perturbação devem atuar simultaneamente na comunidade biótica, de forma que as vezes torna-se impossível determinar relações de causa e efeito muito específicas.

Dessa forma, neste trabalho foi estudada a comunidade de aves de sub-bosque no entorno de uma área minerada com o objetivo de entender os possíveis impactos das atividades da Mina ao longo de um gradiente de distância da cava. Porém, foram considerados dois fatores que provavelmente atuam sobre a comunidade de aves estudada: o efeito da mineração em si (a presença física de uma grande cratera no solo, como um objeto estranho à paisagem; o ruído de máquinas constantemente; ruído de explosões e o corte de vegetação para ampliação da cava); e um efeito histórico, uma vez que a Mina, embora em menores proporções, já existe neste local há mais de 50 anos.

À luz de tais considerações, os resultados foram interpretados sob a ótica do efeito da atividade da mineração e da criação de ambientes de borda, os quais são impossíveis de serem tratados independentemente e que de certa forma podem obscurecer a compreensão real da atividade da mineração como variável mais importante.

A fragmentação florestal é o processo no qual áreas contínuas são subdivididas em áreas de tamanho reduzido devido à destruição do hábitat (LOVEJOY et al., 1986; METZGER, 2001). Para muitos organismos a fragmentação altera a dinâmica das populações e comunidades. Tais alterações possuem forte relação com a proliferação de bordas de floresta, uma vez que as bordas são menos estáveis que o interior da mata.

De acordo com Murcia (1995) o efeito de borda é o resultado da interação entre dois ecossistemas adjacentes, separados por uma abrupta transição. Os efeitos nos organismos podem ser causados por alterações diretas nas condições bióticas e abióticas e efeitos biológicos indiretos, causados por modificações nas interações entre as espécies. Uma vez que ambientes diferentes passam a experimentar uma zona de contato antes não existente, é natural pensar que a composição e estrutura das espécies, assim como processos ecológicos dos ecossistemas vão ser alterados ao longo da linha de contato entre estas áreas (MURCIA, 1995).

Ocorrem mudanças microclimáticas nas bordas devido ao aumento da luz, temperatura e intensidade dos ventos, o que culmina com um ambiente mais seco (LAURANCE, 2000; MURCIA, 1995). A vegetação mostra uma menor riqueza de espécies na borda em relação ao interior; uma maior proporção de espécies pioneiras e emergentes e uma menor proporção de espécies com frutos grandes (OLIVEIRA et al., 2004). O sucesso reprodutivo de algumas espécies de aves que fazem ninho no chão é comprometido próximo à borda, ao passo que espécies de dossel provenientes de ambientes adjacentes aumentam a densidade de ninhos (FLASPOHLER et al., 2001). Stevens e Husband (1998) encontraram que quanto mais distante da borda maior a riqueza e diversidade de pequenos mamíferos na Mata Atlântica do nordeste brasileiro.

Porém, a despeito da idéia geral sobre os aspectos negativos da presença de bordas, ainda não há um consenso sobre todos os possíveis efeitos. Murcia (1995) ressalta que delineamentos amostrais inadequados podem gerar falsas interpretações dos resultados. A autora também destaca a necessidade de se entender os efeitos dos habitats adjacentes quando se estuda fragmentos florestais, uma vez que as características destes ambientes certamente causarão efeitos diferenciados.

Estudos que envolvem fauna em áreas de mineração são escassos e, de forma geral, assumem dois caminhos: i. trabalhos que avaliam a recolonização pela fauna de áreas que foram recuperadas após algum período de exploração (NICHOLS; WATKINS, 1984; NICHOLS; NICHOLS, 2003; PARROTA et al., 1997) e ii. trabalhos que buscam avaliar os efeitos de atividades de mineração nas comunidades do entorno (HOLTHUIJZEN et al., 1990; TAYLOR; FOX, 2001; MAZEROLLE et al., 2001; MAZEROLLE, 2003; LACKI et al., 2004). Nessa segunda perspectiva, há uma grande lacuna de informações em regiões tropicais.

Alguns trabalhos realizados em regiões temperadas sugerem que os efeitos de atividades de mineração não sejam tão drásticos na comunidade biótica. Mazerolle et al. (2001) estudando pequenos mamíferos em áreas de mineração de turfa no Canadá encontraram que a abundância e riqueza aumentam nos fragmentos quanto maior a área minerada, o que sugere que os distúrbios gerados pela mineração de turfa facilitem a invasão por espécies de pequenos mamíferos, principalmente por espécies generalistas. Holthuijzen et al. (1990) estudando *Falco mexicanus* nos Estados Unidos encontraram que parece não haver alterações no comportamento e sucesso reprodutivo destes animais devido aos efeitos de ruídos de explosões. Lacki et al. (2004) estudando efeitos de mineração de superfície na comunidade de aves nos Estados Unidos também encontraram que não há diferenças

significativas da comunidade entre diferentes habitats de floresta ripária sob influência desta atividade. Mazerolle (2003) não observou diferenças na riqueza e abundância de anfíbios em um gradiente de distância em relação a áreas de mineração de turfa no Canadá.

Tendo em vista a crescente demanda por empreendimentos que atendam as necessidades humanas e dada a necessidade de entender os efeitos destes projetos na comunidade biótica, neste trabalho foi analisada a riqueza e abundância de aves de sub-bosque da Mata Atlântica no Planalto Paulista no entorno de uma mina atualmente ativa para extração de calcário em Ribeirão Grande, Estado de São Paulo.

Especificamente, foram abordadas duas questões:

1. Há efeito da distância da Mina na riqueza e abundância das aves?
2. Há efeitos da distância da Mina quando as espécies são agrupadas em categorias de sensibilidade a distúrbios no habitat?

## **3.2 Métodos**

### **3.2.1 Área de estudo**

Este estudo foi conduzido em áreas da Companhia de Cimento Ribeirão Grande (CCRG), no município de Ribeirão Grande, Estado de São Paulo (24°09'20"S e 48°18'30"W), local inserido na micro-bacia hidrográfica do Córrego do Chapéu, afluente do rio das Almas que por sua vez é um afluente do rio Paranapanema. A região insere-se na bacia hidrográfica do Alto Paranapanema, sudeste do Brasil.

A área de estudo está inserida na Província Geomorfológica do Planalto Atlântico, Zona do Planalto de Guapiara, que compreende a região elevada do alto da Serra de Paranapiacaba e estende-se até a cobertura sedimentar da bacia do Paraná. A região comporta os afluentes de alto curso da margem esquerda do Paranapanema, cuja borda sul marca o divisor de águas da drenagem continental (Vale do Paranapanema) e da litorânea (Vale do Ribeira). Na região a declividade está entre 20 e 30%, com fundos de vale acima dos 800m e os espigões ultrapassando muitas vezes os 1.000m de altitude (COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE, 2003).

Tais características definem para a região o clima temperado úmido sem estiagem (Cfb), de acordo com a classificação de Köppen (1948). Nessa parte mais alta da Serra de Paranapiacaba as temperaturas médias são inferiores a 18°C no mês mais frio e inferiores a 22°C no mês mais quente (NIMER, 1989; SETZER, 1966). A precipitação média é de

1.300mm, com chuvas concentradas no verão, principalmente nos meses de dezembro a fevereiro (COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE, 2003).

A vegetação da região sofre influência da Floresta Ombrófila Densa ocorrente desde o alto da Serra do Paranapiacaba estendendo-se em direção ao Vale do Ribeira; Florestas de Araucária, ocorrentes no reverso da Serra do Paranapiacaba e da Floresta Estacional Semidecídua presente nas áreas em direção ao Vale do rio Paranapanema (MANTOVANI, 2001).

As áreas de amostragem da comunidade de aves situam-se próximas a uma área de mineração, a qual vem passando por um processo de expansão. A cava da mina data de 1949, quando ocorria uma extração rudimentar, seguida por extração de pequena monta a partir de 1976. Em 2001 iniciou-se o processo para extração de grandes volumes de calcário, que irá culminar com uma cava de cerca de 75 ha por volta do ano de 2020 (figura 1).

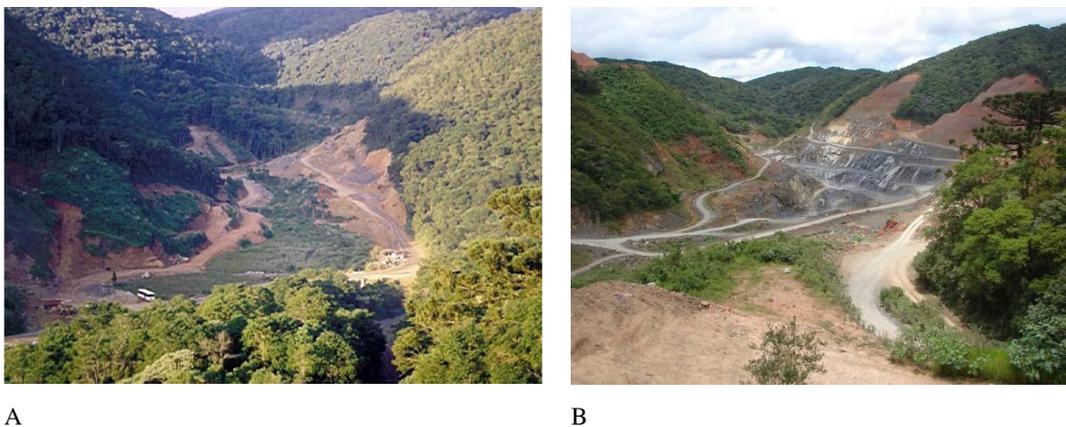


Figura 1 – Mina Limeira no início da expansão em 2001 (A) e em fase de operação em 2007 (B)

### 3.2.2 Delineamento amostral

Foram estabelecidos oito pontos de amostragem pela área de estudo, cada ponto constituído por uma linha de 10 redes. A distância mínima entre os pontos de amostragem foi de pelo menos 70m e o esforço de amostragem em cada um deles foi de aproximadamente 1.000 horas-rede, o que totaliza cerca de 8.000 horas-rede para a área amostrada, entre junho de 2006 e agosto de 2007.

Os pontos foram dispostos de acordo com um gradiente de distância em relação a cava da mina (figura 2). Para cada classe de distância (tratamento) há dois pontos (repetições), cada um amostrado sete vezes ao longo do trabalho de campo. Não foi possível alocar um número maior de repetições em cada classe de distância devido a forte declividade do terreno, o que dificulta o acesso aos locais de amostragem. Também há de se considerar que a amostragem

através de redes-neblina demanda tempo e grande número de pessoas, dessa forma, aumentar o número de repetições tornaria inviável a execução do trabalho de campo.

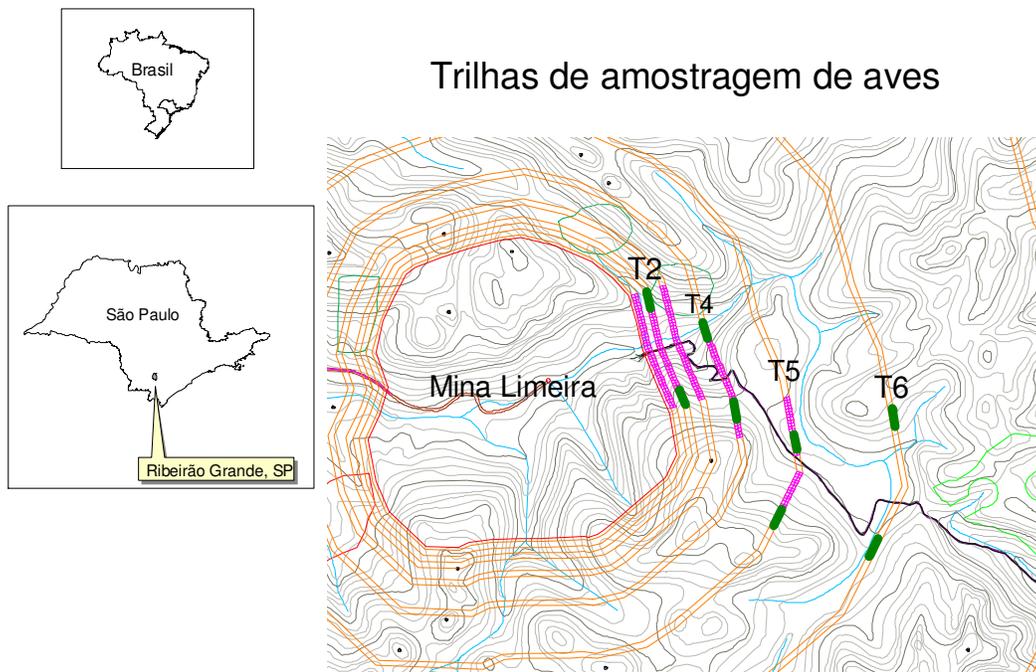


Figura 2 – Pontos de amostragem de aves no entorno da Mina Limeira. Cada ponto em verde representa um conjunto de 10 redes-neblina. Escala 1: 11.500

### 3.2.3 Amostragem de aves

Aves foram amostradas através de redes-neblina (36mm, 12 x 2,5m). Todos os indivíduos capturados foram identificados e receberam uma anilha de alumínio numerada sequencialmente, com exceção dos beija-flores. A classificação das espécies segue a nomenclatura do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS, 2006).

A classificação das espécies quanto à sensibilidade a distúrbios no hábitat foi realizada pelo próprio autor, no qual foi analisada a ocorrência e abundância de aves de sub-bosque ao longo de um gradiente de perda de hábitat na mesma região deste estudo (ver Capítulo 2). Foram usadas duas categorias, sendo que a primeira refere-se às espécies que são exclusivas de áreas com baixa proporção de cobertura florestal, ou que apresentam altos valores de abundância em tais áreas. Estas espécies foram classificadas como “beneficiadas” pela perda de habitat. A segunda classe versa sobre as espécies que são exclusivas ou que apresentam

alta abundância em áreas com elevada proporção de cobertura vegetal, classificadas aqui como “prejudicadas” pela perda de habitat.

### 3.2.4 Análise dos dados

Para detectar os efeitos da Mina Limeira na comunidade de aves os dados foram analisados por medidas repetidas, pelo procedimento MIXED do programa computacional estatístico SAS (LITTELL et al., 1998). Para a análise de homogeneidade de variâncias e normalidade empregou-se o teste de Bartlett (BARTLETT, 1937) e Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965). As comparações de médias foram realizadas através do teste de Tukey-Kramer ( $P < 0,05$ ) (SAS, 2004).

### 3.3 Resultados

Em cerca de 8.000 horas-rede foram capturados 598 indivíduos de 68 espécies de aves (anexo A).

Quando analisadas as distâncias dos pontos de amostragem em relação à Mina, não foi encontrada nenhuma diferença significativa nem para riqueza total (Anova de medidas repetidas,  $p=0,6779$ ), nem para abundância total (Anova de medidas repetidas,  $p=0,6352$ ) (tabela 1 e figura 3).

A interação entre os dois fatores analisados (“distância” e “campanhas”) foi significativa a 5%, porém, como a variável “campanha” não é importante para o trabalho nesse momento, ou seja, não estamos interessados em verificar diferenças na riqueza e abundância ao longo do tempo, este resultado foi desconsiderado e as tabelas da análise encontram-se em anexo (anexo B).

Tabela 1 - Análise de variância para abundância total e riqueza total

FV	Probabilidade > F	
	Abundância total	Riqueza total
<b>Distância (D)</b>	<b>0,6352</b>	<b>0,6779</b>
Campanhas (C)	0,0002	0,0003
D x C	0,2667	0,0386

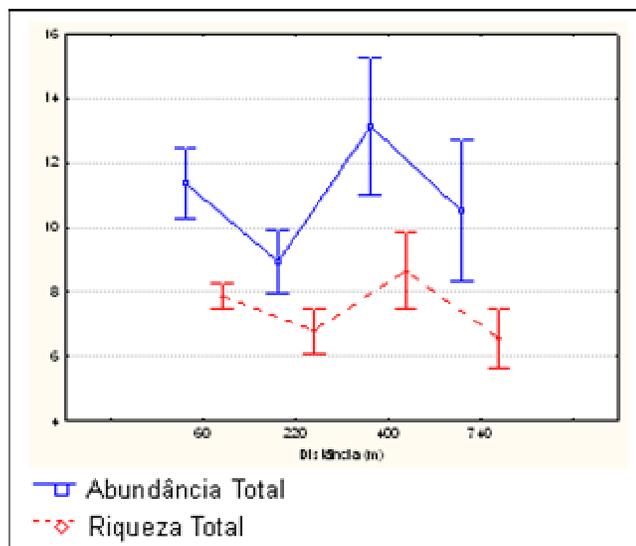


Figura 3 – Média e erro padrão da riqueza e abundância total para as quatro distâncias amostradas

A figura 3 mostra a média e erro padrão para riqueza e abundância total. Para a riqueza total parece haver uma tendência em diminuir o número de espécies de acordo com o gradiente de distância, embora a diferença nos valores não seja estatisticamente significativa. Já para abundância total parece não haver nenhuma tendência do efeito da distância. Para ambas as variáveis a distância de 400m apresenta valores elevados. Tal resultado deve-se ao fato de que esta trilha encontra-se próxima a uma grande clareira, em estágio inicial de sucessão secundária. Isso faz com que esta trilha apresente um comportamento das variáveis resposta (riqueza e abundância) mais semelhantes a áreas de borda.

Da mesma forma, quando as espécies foram categorizadas em classes de sensibilidade a distúrbios no habitat, não houve diferença significativa na abundância entre as distâncias (Anova de medidas repetidas,  $p=0,6233$ ), nem para a riqueza (Anova de medidas repetidas,  $p=0,7528$ ) (tabela 2 e figura 4).

A interação para riqueza entre os grupos das espécies “beneficiadas” e “prejudicadas” foi marginalmente significativa ( $p=0,0540$ ), porém, este aspecto não é relevante e não será considerado (anexo C).

Tabela 2 - Análise de variância para abundância e riqueza classificadas em beneficiadas e prejudicadas pela perda de habitat

FV	Probabilidade > F	
	Abundância	Riqueza
<b>Distância (D)</b>	<b>0,6233</b>	<b>0,7528</b>
Classificação (Cs)	0,4033	0,0540
D x Cs	0,8154	0,2273

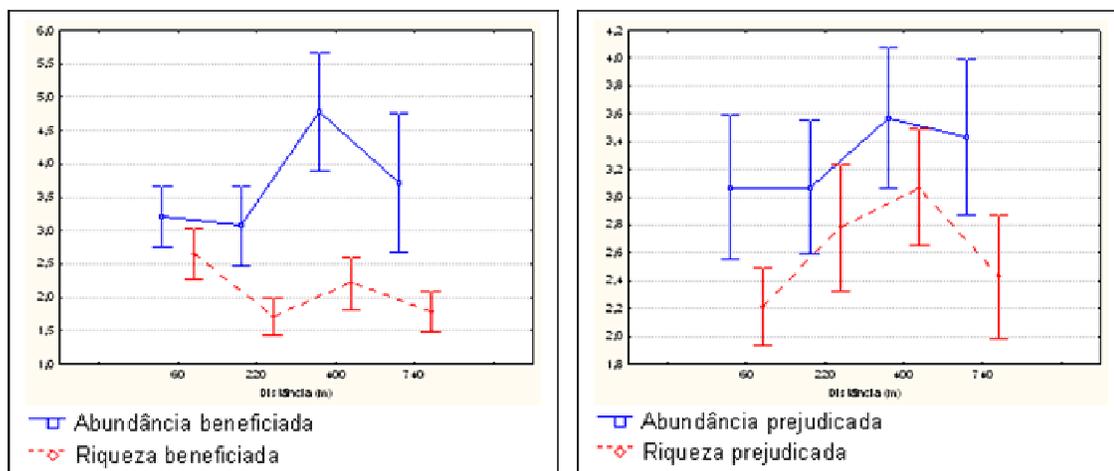


Figura 4 – Média e erro padrão da riqueza e abundância para os grupos das espécies beneficiadas e prejudicadas pela perda de habitat para as quatro distâncias amostradas

Embora a diferença da riqueza e abundância dos grupos entre as distâncias não seja significativa ao nível de 5%, é possível observar algumas tendências entre estes grupos de acordo com o gradiente de distância. O grupo das espécies beneficiadas pela perda de habitat mostrou tendência em perder espécies quanto mais distante da Mina. Quando analisada a abundância, a média para as maiores distâncias é mais elevada, porém, como o erro padrão também é maior, torna-se difícil fazer algum tipo de inferência.

O grupo das espécies prejudicadas pela perda de habitat apresentou comportamento oposto, tendendo a aumentar tanto a riqueza quanto a abundância quanto mais distante da Mina, pelo menos até os 400m, sendo que posteriormente ocorre uma queda na média para as duas variáveis.

#### 4 Discussão

Os resultados mostram que não há diferenças significativas na riqueza e abundância total e riqueza e abundância entre as classes de sensibilidade de acordo com a distância da Mina. Tais resultados geram duas hipóteses: i. ou a Mina não tem efeito negativo na comunidade de aves de sub-bosque nesse momento; ii. ou os efeitos são tão severos que vão além dos 740m de distância.

No contexto da primeira hipótese, pode-se sugerir que os efeitos não sejam tão drásticos a ponto de serem detectados através do método de coleta de dados e das análises empregadas, porém, foi possível verificar algumas tendências nos dados. A riqueza total de espécies apresentou uma ligeira tendência em sofrer decréscimo quanto mais distante da

Mina. De fato, áreas próximas à borda podem sofrer um aumento da riqueza de espécies, uma vez que há uma ocupação por espécies dos habitats adjacentes, principalmente por aquelas oportunistas.

Quando as espécies foram categorizadas em grupos de sensibilidade a perturbações no habitat, também não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas entre os grupos de acordo com o gradiente de distância. Porém, da mesma forma como para a riqueza total, o grupo das espécies beneficiadas pela perda de habitat mostrou tendência em sofrer decréscimo nos pontos de amostragem mais distantes da cava da Mina. Este grupo é constituído por espécies pouco sensíveis a distúrbios no habitat, portanto, são espécies que devem se beneficiar e aumentar a abundância em ambientes alterados, como por exemplo, o tié-de-topete *Trichothraupis melanops*, o tangará *Chiroxiphia caudata*, o chupa-dente *Conopophaga lineata*, o sabiá-laranjeira *Turdus rufiventris*, entre outros. Já a riqueza e abundância das espécies prejudicadas pela perda de habitat mostraram tendência em aumentar quanto mais distante da Mina. Esse resultado era esperado para esse grupo, uma vez que é constituído por espécies mais sensíveis a distúrbios no habitat, como por exemplo, o arapaçu-liso *Dendrocincla turdina*, o vira-folha *Sclerurus scansor*, o limpa-folha-coroado *Philydor atricapillus*, o araçari-banana *Pteroglossus bailloni*, entre outros.

Contudo, embora essas tendências tenham sido observadas, as diferenças não foram tão marcantes a ponto de serem captadas pelo método empregado na análise dos dados. Assim, os resultados refutaram a hipótese de que para o grupo das espécies beneficiadas pela perda de habitat haveria uma diminuição da riqueza e abundância ao longo do gradiente, ao passo que para as prejudicadas pela perda de habitat era esperado encontrar aumento da riqueza e abundância ao longo do gradiente. De forma geral, foi refutada a hipótese de que a Mina teria um efeito negativo na comunidade de aves.

Campi e MacNally (2001) apontam que apesar de muitos trabalhos realizados no mundo todo sugerirem haver um gradiente da comunidade de aves da borda para o interior de fragmentos de floresta, encontraram poucas evidências que confirmem este fenômeno em grandes áreas, apesar de haver uma menor riqueza na borda que no interior. Cândido Jr. (2000) estudando um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no interior de São Paulo e Watson et al. (2004) estudando florestas em Madagascar, encontraram resultados em que há menor riqueza e diversidade de espécies de aves próximo a borda.

Também trabalhos em regiões temperadas sugerem haver pouco efeito de diversas atividades de mineração em comunidade bióticas, como os resultados encontrados por Mazerolle et al. (2001) com pequenos mamíferos, Holthuijzen et al. (1990) para

comportamento reprodutivo de uma espécie de Falconidae, Lacki et al. (2004) para aves e Mazerolle (2003) para anfíbios.

Tais resultados, assim como estes que apresentamos aqui, podem sugerir que a análise apenas da riqueza e abundância das espécies pode gerar falsas interpretações dos efeitos estudados, uma vez que há compensações das espécies entre as áreas amostradas, o que questiona tais variáveis como as mais adequadas para este tipo de trabalho. É possível que o número total de espécies e indivíduos não se altere entre áreas, porém, aspectos como sucesso reprodutivo (FLASPOHLER et al., 2001; PATON, 1994), consumo de frutos (GALETTI et al., 2003), dispersão de sementes (RESTREPO; GÓMEZ, 1998; RESTREPO et al., 1999), comportamento (WIENS et al., 1985) entre outras, possam ser afetados.

Além dos aspectos acima citamos, outra questão que deve ser analisada é a flutuação do tamanho das populações ao longo do tempo no gradiente de distâncias proposto. Neste trabalho as amostragens foram realizadas no período de um ano. Esse tempo é de fato curto para avaliar qualquer oscilação temporal no tamanho das populações, o que leva a sugerir que estudos de longo prazo devam ser realizados.

Por outro lado, é necessário lidar com a hipótese de que talvez os efeitos da Mina ultrapassem a distância máxima amostrada. Mazerolle (2003) encontrou que a riqueza e abundância de anfíbios em brejos de mineração de turfa são menores que em brejos não minerados nos Estados Unidos. Porém, quando considerou um gradiente de distâncias em relação às áreas mineradas, não encontrou diferenças significativas. No escopo desses resultados, a autora sugere que talvez os efeitos da mineração de turfa vão além da distância máxima amostrada (200m da borda da Mina).

Nessa mesma perspectiva, surge aqui também a hipótese de que os efeitos da Mina vão além dos 740m de distância na comunidade de aves de sub-bosque. Embora essa hipótese pareça improvável, seria necessário estabelecer distâncias maiores para verificar um possível efeito da Mina. Porém, parece muito improvável que em algum momento após os 740m a comunidade de aves vá se comportar de forma tão diferente que vá gerar diferenças significativas nos resultados.

Essa posição é sustentada pelo fato de que, embora estatisticamente não tenha sido encontradas diferenças entre as distâncias, foram observadas algumas tendências ao longo do gradiente e pelo fato de haver variações no número de capturas de algumas espécies entre as distâncias. Análises de dados de variáveis biológicas são complexas, uma vez que a variabilidade nos dados talvez seja tão alta a ponto de mascarar diferenças mais sutis entre as áreas amostradas.

Os resultados deste trabalho, assim como proposto por Lacki et al. (2004) e Brawn et al. (2001) elucidam a necessidade de estudos de longo prazo para entender variações naturais daquelas causadas por ações antrópicas na comunidade de aves. Tais resultados sugerem que trabalhos de avaliação de impactos ambientais devam ser focados na população, de forma a entender flutuações ao longo do tempo. Outros aspectos da comunidade, como comportamento, reprodução e alimentação podem revelar efeitos de atividades humanas, como mineração, no caso deste trabalho.

## 5 Conclusões

Não foi verificada diferença estatisticamente significativa entre a riqueza e abundância total de aves e riqueza e abundância de grupos de sensibilidade a distúrbios no habitat de acordo com o gradiente de distância da cava da Mina, o que pode sugerir que a Mina não tenha um efeito tão severo na comunidade de aves a ponto de ser captado pelo método de amostragem e análises empregadas nesse trabalho. Porém, a despeito desses resultados, é sugerido que outros aspectos da comunidade, como reprodução, comportamento e alimentação, e parâmetros das populações, como flutuações ao longo do tempo, devam ser avaliados em estudos de impacto ambiental.

## Referências

BARTLETT, M. S. Properties of sufficiency and statistical tests. **Proceedings of the Royal Society of London. Series A**, London, v.160, p.268–282, 1937.

BRAWN, J.D.; ROBINSON, S.K; THOMPSON, F.R.III. The role of disturbance in the ecology and conservation of birds. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v.32, p.251-276, 2001.

CAMPI, M.J.; MacNALLY, R. Birds on edge: avian assemblages along forest-agricultural boundaries of central Victoria, Austrália. **Animal Conservation**, Cambridge, v.4, p.121-132, 2001.

CANDIDO Jr., J.F. The edge effect in a forest bird community in Rio Claro, São Paulo State, Brazil. **Ararajuba**, Seropédica, v.1, p.9-16, 2000.

COMITÊ BRASILEIRO DE REGISTROS ORNITOLÓGICOS. Listas das aves do Brasil. Versão 10/02/2006. Disponível em <http://www.cbro.org.br/CBRO> acesso em 09 set.2000.

COMPANHIA DE CIMENTO RIBEIRÃO GRANDE. **Ampliação da Mina Limeira**: estudo de impacto ambiental, São Paulo, v. 1, 2003. 246p.

FLASHPOHLER, D.J.; TEMPLE, S.A.; ROSENFELD, R.N. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v.11, n.1, p.32-46, 2001.

GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P.; CAZETTA, E. Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit colour on the consumption of ornithocoric fruits. **Biological Conservation**, Essex, v.111, p.269-273, 2003.

HOLTHUIJZEN, A.M.A.; EASTLAND, W.G.; ANSELL, A.R; KOCHERT, M.N.; WILLIAMS, R.D.; YOUNG, L.S. Effects of blasting on behavior and productivity of nesting prairie falcons. **Wildlife Society Bulletin**, Bethesda, v.18, p.270-281, 1990.

KÖEPPEN, W. **Climatologia**. México: Fondo de Cultura Econômica, 1948. 478p.

LACKI, M.J.; FITZGERALD, J.L.; HUMMER, J.W. Changes in avian species composition following surface mining and reclamation along a riparian forest corridor in souther Indiana. **Wetlands Ecology and Management**, Dordrecht, v.12, p.447-457, 2004.

LAURANCE, W.F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.15, n.4, p.134-135, 2000.

LITTELL, R.C.; HENRY, P. R.; AMMERMAN, C. B. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. **American Society of Animal Science**, Madison, v.76, p.1216-1231, 1998.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR., R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN JR., K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R.; HAYS, M. B. Edge and other effects if isolation on Amazon Forests fragments. In: Soulé, M. E. (Ed.). **Conservation biology**: the science of scarcity and diversity. Sunderland: Sinauer, 1986. p.257-285.

MANTOVANI, W. A paisagem dinâmica. In: **Intervales/Fundação para a Conservação a Produção Florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: A Fundação, 1994. 240p.

MAZEROLLE, M.J. Detrimental effects peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. **Biological Conservation**, Essex, v.113, p.215-223, 2003.

MAZEROLLE, M.J.; DROLET, B.; DESROCHERS, A. Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. **Canadian Journal of Zoology**, Ottawa, v.79, p.296-302, 2001.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v.1, n.1/2, p.1-9; 2001.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.10, n.2, p. 58-62, 1995.

NICHOLS, O.G.; NICHOLS, F.M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the Jarrat forest of Southwestern Austrália. **Restoration Ecology**, Malden, v.11, n.3, p.261-272, 2003.

NICHOLS, O.G.; WATKINS, D. Bird utilization of rehabilitated bauxites minesits in Western Austrália. **Biological Conservation**, Essex, v.30, p.109-131, 1974.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 421p.

OLIVEIRA, M.A.; GILLO, A.S.; TABARELLI, M. Forest edge in Brazilian Atlantic Forest: drastic changes in tree species assemblages. **Oryx**, Oxford, v.38, n.4, p.389-394, 2004.

PARROTA, J.A.; KNOWLES, O.H.; WUNDERLE JR., J.M. Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forests on a bauxite mined site in Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdan, v.99, p. 21-42, 1997.

PATON, P.W. The effect of edge on avian nest sucess: how strong is the evidence? **Conservation Biology**, Boston, v.8, p.17-26, 1994.

RESTREPO, C.; GÓMEZ, N. Responses of understory birds to anthropogenic edges in a neotropical montane forest. **Ecological Applications**, Tempe, v.8, n.1, p.170-183, 1998.

RESTREPO, C.; GÓMEZ, N.; HEREDIA, S. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivores interations in a neotropical montane forest. **Ecology**, Tempe, v.80, n.2, p.668-685, 1999.

SAS INSTITUTE SAS/STAT 9.1 **User's guide**. Carey, NC: SAS Institute , 2004. 512 p.

SCHROETER, S.C.; DIXON, J.D.; KASTENDIEK, J.; SMITH, R.O. Detecting the ecological effects of environmental impacts: a case study of kelp forest invertebrates. **Ecological Applications**, Tempe, v.3, n.2, p.331-350, 1993.

SETZER, J. **Atlas climático e ecológico do Estado de São Paulo**. São Paulo: Comissão Interestadual da Bacia Paraná-Uruguaí. CESP, 1966. 232p.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M.B. An analysis of variance test for normality. **Biometrika**, London, v.52, n.3/4, p.591-611, 1965.

TAYLOR, J.E.; FOX, B.J. Disturbance effects from fire and mining produce different lizard commuities in eastern Australian forests. **Austral Ecology**, Carlton, v.26, p.193-204, 2001.

WATSON, J.E.M; WHITTAKER, R.J.; DAWSON, T.P. Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. **Biological Conservation**, Essex, v.120, p.311-327, 2004.

WIENS, J.A.; CRAWFORD, C.S.; GOSZ, J.R. Boundary dynamics: a conceptual framework for studying lanscape ecosystems. **Oikos**, Copenhagen, v.45, p.421-427, 1985.

**ANEXOS**

Anexo A – Lista de espécies capturadas, número de capturas e classificação das espécies quanto à sensibilidade de distúrbios no habitat

(continua)				
<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>N. capturas</b>	<b>prejudicada</b>	<b>beneficiada</b>
Accipitridae	<i>Micrastur ruficollis</i>	4		
Cardinalidae	<i>Saltator fuliginosus</i>	1		
Cardinalidae	<i>Saltator similis</i>	1		x
Columbidae	<i>Geotrygon montana</i>	27		
Columbidae	<i>Leptotila rufaxilla</i>	4		x
Columbidae	<i>Leptotila verreauxi</i>	3		
Conopophagidae	<i>Conopophaga lineata</i>	14		x
Cotingidae	<i>Carpornis cucullata</i>	9	x	
Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	1		x
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocincla turdina</i>	14	x	
Dendrocolaptidae	<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	16	x	
Dendrocolaptidae	<i>Sittasomus griseicapillus</i>	21	x	
Dendrocolaptidae	<i>Xiphocolaptes albicollis</i>	3	x	
Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	22		
Emberezidae	<i>Amaurospiza moesta</i>	1		
Emberezidae	<i>Haplospiza unicolor</i>	7	x	
Emberezidae	<i>Tangara desmaresti</i>	2	x	
Formicariidae	<i>Chamaeza campanisona</i>	9	x	
Fringillidae	<i>Euphonia pectoralis</i>	1	x	
Furnariidae	<i>Anabacerthia amaurotis</i>	10		
Furnariidae	<i>Anabazenops fuscus</i>	4	x	
Furnariidae	<i>Automolus leucophthalmus</i>	10		x
Furnariidae	<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	3	x	
Furnariidae	<i>Lochmias nematura</i>	4		
Furnariidae	<i>Philydor atricapillus</i>	5	x	
Furnariidae	<i>Philydor lichteinsteini</i>	1	x	
Furnariidae	<i>Philydor rufum</i>	1	x	
Furnariidae	<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	1		x
Furnariidae	<i>Xenops minutus</i>	1	x	
Odontophoridae	<i>Odontophorus capueira</i>	2		
Parulidae	<i>Basileuterus culicivorus</i>	3		x
Picidae	<i>Picumnus temminckii</i>	1		x
Picidae	<i>Veniliornis spilogaster</i>	2		
Pipridae	<i>Chiroxiphia caudata</i>	71		x
Pipridae	<i>Ilicura militaris</i>	7	x	
Pipridae	<i>Neopelma chrysolophum</i>	4		
Ramphastidae	<i>Pteroglossus bailloni</i>	1	x	
Scleruridae	<i>Sclerurus scansor</i>	12	x	
Thamnophilidae	<i>Batara cinerea</i>	1	x	
Thamnophilidae	<i>Dysithamnus mentalis</i>	7		x
Thamnophilidae	<i>Hypoedaleus guttatus</i>	1		
Thamnophilidae	<i>Mackenziaena severa</i>	1		x
Thamnophilidae	<i>Myrmotherula gularis</i>	1	x	
Thamnophilidae	<i>Pyriglena leucoptera</i>	28	x	
Thamnophilidae	<i>Thamnophilus caerulescens</i>	1		x
Thraupidae	<i>Habia rubica</i>	8		
Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	9		x
Thraupidae	<i>Thraupis cyanoptera</i>	3	x	
Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	1		x
Thraupidae	<i>Trichothraupis melanops</i>	72		x
Tityridae	<i>Schiffornis virescens</i>	11		

Anexo A – Lista de espécies capturadas, número de capturas e classificação das espécies quanto à sensibilidade de distúrbios no habitat

(conclusão)				
<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>N. capturas</b>	<b>prejudicada</b>	<b>beneficiada</b>
Trogonidae	<i>Trogon rufus</i>	2	x	
Turdidae	<i>Platycichla flavipes</i>	21	x	
Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	58		
Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	9		x
Turdidae	<i>Turdus subalaris</i>	1	x	
Tyrannidae	<i>Attila rufus</i>	2		
Tyrannidae	<i>Elaenia mesoleuca</i>	1	x	
Tyrannidae	<i>Hemitriccus obsoletus</i>	1	x	
Tyrannidae	<i>Lathrotriccus euleri</i>	1		x
Tyrannidae	<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	8		
Tyrannidae	<i>Mionectes rufiventris</i>	21		
Tyrannidae	<i>Myiarchus swainsoni</i>	4		
Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	1		
Tyrannidae	<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	8	x	
Tyrannidae	<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	1		
Tyrannidae	<i>Platyrinchus mystaceus</i>	11		
Vireonidae	<i>Vireo olivaceus</i>	1		
	<b>68</b>	<b>598</b>		

## Anexo B -

Tabela 1 - Comparação de médias entre distâncias e campanhas para abundância total

Distâncias (m)	Abundância Total <sup>1</sup>
60	11,36 ± 1,17 A
220	8,93 ± 1,03 A
400	13,14 ± 2,24 A
740	10,50 ± 2,30 A
Campanhas	
1	10,88 ± 2,55 B
2	9,00 ± 1,61 B
3	10,63 ± 1,55 B
4	7,63 ± 1,19 B
5	20,38 ± 2,94 A
6	11,50 ± 1,34 B
7	6,88 ± 1,74 B

<sup>1</sup> Médias seguidas de mesma letra na coluna não difere entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Tabela 2 - Desdobramento da interação Distância x Campanha para riqueza total

Distância (m)	Campanha	Probabilidade > F
60	(1,2,3,4,5,6,7)	0,5191
220	(1,2,3,4,5,6,7)	0,1437
400	(1,2,3,4,5,6,7)	0,0008
740	(1,2,3,4,5,6,7)	0,0028
(60, 220, 400, 740)	1	0,1194
(60, 220, 400, 740)	2	0,2523
(60, 220, 400, 740)	3	0,9566
(60, 220, 400, 740)	4	0,8192
(60, 220, 400, 740)	5	0,0907
(60, 220, 400, 740)	6	0,9115
(60, 220, 400, 740)	7	0,0338

Tabela 3 - Comparação de médias e erro padrão entre distâncias e campanhas para riqueza total

Campanha	Distância 60 (m)	Distância 220 (m)	Distância 400 (m)	Distância 740 (m)
1	6,00 ± 0,00 Aa	8,50 ± 2,50 Aa	11,00 ± 5,00 Ba	4,50 ± 0,50 Ba
2	6,50 ± 0,50 Aa	5,00 ± 2,00 Aa	9,00 ± 1,00 Ba	3,50 ± 1,50 Ba
3	8,00 ± 0,00 Aa	7,50 ± 0,50 Aa	8,00 ± 4,00 Ba	9,00 ± 2,00 Ba
4	7,50 ± 1,50 Aa	6,00 ± 0,00 Aa	5,50 ± 3,50 Ba	5,00 ± 0,00 Ba
5	8,00 ± 1,00 Aa	9,50 ± 2,50 Aa	15,00 ± 2,00 Aa	11,50 ± 0,50 Aa
6	8,50 ± 0,50 Aa	7,50 ± 0,50 Aa	8,50 ± 0,50 Ba	9,50 ± 1,50 Ba
7	10,5 ± 0,50 Aa	3,50 ± 2,50 Ab	3,50 ± 1,50 Cb	3,00 ± 3,00 Cb

<sup>1</sup> Médias seguidas de mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha não difere entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

## Anexo C

Tabela 1 - Comparação de médias entre distâncias e abundância e riqueza classificadas em beneficiada e prejudicadas

Distâncias	Abundância	Riqueza
60	3,14 ± 0,36 A	2,43 ± 0,25 A
220	3,07 ± 0,40 A	2,25 ± 0,29 A
400	4,18 ± 0,54 A	2,64 ± 0,30 A
740	3,57 ± 0,61 A	2,11 ± 0,28 A
Classificação		
Beneficiada	3,70 ± 0,41 A	2,09 ± 0,18 B
Prejudicada	3,29 ± 0,27 A	2,63 ± 0,21 A

Médias seguidas de mesma letra na coluna não difere entre si ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.