Adriana de Arruda Bueno

**PEQUENOS MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA DO
PLANALTO ATLÂNTICO PAULISTA:**

uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a
alterações no contexto e tamanho dos remanescentes

**São Paulo
2008**

Adriana de Arruda Bueno

**PEQUENOS MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA DO
PLANALTO ATLÂNTICO PAULISTA:**

uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a
alterações no contexto e tamanho dos remanescentes

Tese apresentada ao Instituto de Biociências
da Universidade de São Paulo, Departamento
de Zoologia, para a obtenção do título de
Doutora em Zoologia.

Orientadora: Prof^a. Dra. Renata Pardini

São Paulo
2008

Bueno, Adriana de Arruda

Pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista: uma avaliação da ameaça de extinção e da resposta a alterações no contexto e tamanho dos remanescentes.

124 páginas

Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Zoologia.

1. Fragmentação de habitat; 2. Limiares ecológicos; 3. Lista de fauna ameaçada; 4. Conservação da biodiversidade. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Zoologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a)

Prof(a). Dr(a)

Prof(a). Dr(a)

Prof(a). Dr(a)

Prof^a. Dra. Renata Pardini

Orientadora

Dedico este trabalho aos meus pais

Agradecimentos:

À Prof^a. Dra. Renata Pardini pela orientação, discussões e oportunidade de fazer parte deste projeto.

A CAPES, FAPESP, CNPQ, Pró-reitoria da Pós-graduação da USP e IDEAWILD pela bolsa de doutorado e financiamento, sem o qual o trabalho não poderia ter sido realizado.

Ao Prof. Dr. Jean Paul Metzger pela oportunidade de fazer parte deste projeto.

Ao Prof. Dr. Paulo Inácio Prado pela orientação, discussões e realização das análises no capítulo 2.

Aos colegas Alexandre Martessen, Cristina Banks, Danilo Boscolo e Milton Ribeiro, equipe do laboratório de Ecologia da Paisagem (LEPAC), pela seleção das áreas e tratamento das imagens usadas nos projetos individuais.

Ao Leandro Reverberi Tambosi e Milton Ribeiro pela ajuda nas análises das imagens.

Ao casal Júlio Vilela e Flávia Casado que participaram das campanhas pilotos e realizaram a cariotipagem dos espécimens coletados.

Ao Bruno Pinotti, Fabiana Umetsu, Laura Naxara e Natália Rossi que me auxiliaram enormemente no trabalho tanto em campo como no laboratório, e sem os quais não teria sido possível realizar este trabalho.

À Camilla Pagotto, Flávia Santana, Fernanda Cristina Marques, Gustavo de Oliveira, Jan Axtener, Karina Espartosa, Luiz Biondi, Rodrigo Paste, Thais Kubic e Thomas Püttker, pelo auxílio em campo e no laboratório nestes quatro anos de trabalho.

A toda a equipe de herpetofauna, em especial a Roberta Thomaz Bruscagin, Thais Helena Condez, Mauro Texeira Júnior e Renato Recoder, que tornaram as campanhas em campo inesquecíveis!

A todos aqueles que foram comigo para campo: os mateiros Tony, Bastião, Marcelo, Diego, Célio, Emerson, Roberto, Zé e os estagiários Juliana Vendrami, Marcelo Pansonato, Micheli Cristina de Oliveira, Patrícia Bertola, Thiago da Silva, e a todos aqueles que encontrei em campo.

Ao Dr. Rogério Rossi e ao Prof. Dr. Mário de Vivo, da seção de mamíferos do Museu de Zoologia da USP, pela identificação dos pequenos mamíferos.

Ao Eduardo Mattos, técnico da Zoologia do Instituto de Biociências da USP que me ajudou com a taxidermia dos espécimens coletados.

A todos que trabalharam em Caucaia e coletaram todo o conjunto de dados hoje disponíveis para o meu trabalho.

Ao vice-prefeito de Tapiraí, Sr. Lauro Garcia, por nos acolher em sua casa durante a campanha de 2006.

À prefeitura de Ribeirão Grande pelo auxílio de transporte quando ficamos sem carro.

Aos nossos amáveis vizinhos em Ribeirão Grande, funcionários do Parque Estadual de Intervales e Fazenda Paraíso pela acolhida e amizade.

A todos os proprietários dos sítios e fazendas onde trabalhamos e aos pequenos mamíferos que tornaram meu trabalho maravilhoso.

Aos meus pais, minha irmã Cláudia e aos meus adoráveis companheiros Barney, Dalila e Babi pela ajuda, apoio, incentivo e companhia, sem os quais não valeria a pena tanto esforço.

ÍNDICE

Capítulo 1. Introdução geral.....	1
Introdução geral.....	2
Referências bibliográficas.....	11
 Capítulo 2. Espécies ameaçadas são afetadas pela qualidade, perda e fragmentação de habitats? Um teste com os pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Paulista.....	18
Abstract.....	19
Resumo	20
Introdução	22
Material e métodos	26
Resultados	30
Discussão.....	34
Referências bibliográficas.....	43
Tabelas	52
Figuras	61
 Capítulo 3. O contexto importa? Efeito da área de fragmentos florestais sobre a assembléia de pequenos mamíferos em paisagens com diferentes proporções de Mata Atlântica remanescente.....	62
Abstract.....	63
Resumo	64

Introdução	66
Material e métodos	71
Resultados	77
Discussão.....	80
Referências bibliográficas.....	90
Tabelas	98
Figuras	105
 Capítulo 4. Conclusões Finais	 108
 Resumo	 113
 Abstract	 115

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

Embora as florestas tropicais abriguem mais da metade do número total de espécies do planeta (Wilson 1988), estão entre os ecossistemas mais ameaçados, sendo a perda e a fragmentação de habitat reconhecidamente fatores centrais da diminuição de biodiversidade (Turner 1996, Myers *et al.* 2000). No Brasil, a Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais severamente afetados por esses dois processos, restando atualmente 8% da área de floresta original, a qual cobria 1.350.000 km² ou 15% do território nacional (Fonseca 1985, Conservation International *et al.* 2000, Hirota 2005, Pinto *et al.* 2006). Hoje cerca de 70% dos remanescentes localizam-se em propriedades privadas, possuem área menor que 100 ha e são constituídos principalmente por matas secundárias inseridas em matrizes urbanas ou com práticas agrícolas (Alger & Lima 2003, Pinto *et al.* 2006). Não obstante, as unidades de conservação de proteção integral ocupam apenas 2% da área do bioma original (Pinto *et al.* 2006).

Apesar da precária situação de conservação, estimativas indicam que o bioma abriga aproximadamente 2.300 espécies de vertebrados e 20.000 espécies de plantas vasculares, sendo endêmicas 32% e 40% das espécies desses grupos, respectivamente (Pinto *et al.* 2006). Devido a sua riqueza biológica e grau de ameaça, a Mata Atlântica é considerada prioridade para conservação da biodiversidade e é atualmente o quarto *hotspot* mundial de biodiversidade e o primeiro *hotspot* nacional (Myers *et al.* 2000, Pinto *et al.* 2006). Em razão do alto grau de endemismo e da acentuada fragmentação florestal, a Mata Atlântica contribui com mais de 60% das 633 espécies presentes na lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção (Pinto *et al.* 2006).

O código florestal de 1965, Lei federal nº 4771/65, e suas alterações posteriores, prevêm as figuras das áreas de preservação permanente e da reserva legal como instrumentos fundamentais no processo de conservação dos ecossistemas brasileiros (Alger & Lima 2003). A lei exige que 20% da área de qualquer propriedade rural na região do bioma Mata Atlântica seja mantida como reserva legal e que as matas de galeria e de encostas íngremes sejam aéreas de preservação permanente (Tabarelli *et al.* 2005). O Decreto federal 750 de 1993 delimita a Mata Atlântica e seus ecossistemas associados e determina que a exploração madeireira, corte ou perturbação sejam regulados pela agência governamental competente (Tabarelli *et al.* 2005), embora ainda não haja estudos suficientes e conclusivos sobre a sustentabilidade da exploração para a maioria das espécies de interesse econômico (Alger & Lima 2003). Mesmo amparada pela lei, a conservação da Mata Atlântica não está assegurada. Como exemplo do que ocorre no país, mais de 80% dos 645 municípios do Estado de São Paulo possuem

<20% de sua área coberta por remanescentes nativos (RQA 2007) e 80 % dos fragmentos possuem área <20 ha (Biota-Fapesp 2008).

Nas regiões sul e sudeste do país, sobretudo em áreas de relevo acidentado, estão concentrados grande parte dos remanescentes de Mata Atlântica (Hirota 2005, Biota-Fapesp 2008) e, dentro do Estado de São Paulo, localizam-se principalmente nas regiões administrativas litorâneas e de Sorocaba (RQA 2007). Esses dados mostram a importância dos remanescentes de Mata Atlântica das regiões sul e sudeste e em especial do leste do Estado de São Paulo para a conservação desse bioma. Contudo, ao contrário da vegetação das encostas das serras, a floresta do Planalto Atlântico Paulista encontra-se bastante fragmentada e restam poucas oportunidades para estudos de distribuição geográfica das espécies (Vivo 1997, 1998). Estudos de longo prazo conduzidos na Reserva do Morro Grande, Cotia - SP, uma das maiores extensões de Mata Atlântica do Planalto Paulista mostram que se trata de uma região com riqueza de espécies elevada, muitos endemismos entre árvores e pequenos vertebrados, várias espécies ameaçadas e algumas até novas para a ciência (Metzger *et al.* 2006). Além disso, as áreas adjacentes fragmentadas constituem um ótimo cenário para teste das teorias de fragmentação de habitat. Esse conjunto de dados mostra a importância dessa região para a conservação do bioma e justifica a necessidade de estudos no Planalto Atlântico Paulista.

MAMÍFEROS DA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica abriga uma rica mastofauna composta por cerca de 250 espécies, e apresenta alto grau de endemismo, com 55 exclusivas deste bioma, principalmente primatas e roedores (Conservation International *et al.* 2000, Costa *et al.* 2005). Cerca de 60% das espécies de mamíferos presentes em listas de fauna ameaçada ocorre na Mata Atlântica, o que representa 15% das espécies desse bioma (Grelle *et al.* 2006).

Dentre os mamíferos, os marsupiais e roedores formam um grupo ecológico nas florestas neotropicais caracterizado pelo tamanho (espécies com menos de 1 kg) e pela similaridade na utilização de recursos, sendo capturados com o uso das mesmas técnicas (Voss & Emmons 1996). Juntos formam o grupo ecológico mais diversificado de mamíferos das florestas neotropicais, com cerca de 209 espécies no Brasil (Fonseca *et al.* 1996, Costa *et al.* 2005). Não há uma compilação recente das espécies de mamíferos que ocorrem na Mata Atlântica, mas segundo Fonseca *et al.* (1996) 23 espécies de

marsupiais Didelphidae, 44 roedores Cricetidae e 17 roedores Echimyidae ocorrem neste bioma.

Afora sua riqueza numérica, os pequenos mamíferos desempenham diversas funções ecológicas importantes na dinâmica das florestas neotropicais, atuando como predadores de sementes e de plântulas (*e.g.* Pizo 1997, Vieira *et al.* 2003), dispersores de sementes e fungos (*e.g.* Vieira & Izar 1999, Cáceres *et al.* 2000, Pimentel & Tabarelli 2004) e presas de uma grande gama de predadores como aves de rapina, serpentes e mamíferos carnívoros (*e.g.* Wang 2002).

Apesar do status de conservação da Mata Atlântica e da riqueza numérica e de endemismos dos pequenos mamíferos, apenas seis e 11 espécies de roedores e marsupiais deste bioma constam nas listas de espécies ameaçadas do IBAMA (2003) e da IUCN (2003), respectivamente. A carência de dados de distribuição geográfica e de número e tamanho das populações para a grande maioria das nossas espécies (Voss & Emmons 1996, Lewinsohn & Prado 2002, Costa *et al.* 2005) inviabilizam a aplicação de um sistema de classificação de risco de extinção complexo (Robbirt *et al.* 2006), o que, por sua vez, leva à confecção de listas de fauna ameaçada dominadas por espécies raras (McIntery 1992) e exclui espécies comuns com ampla distribuição que sofrem com os processos antrópicos (Keith 1998). Trabalhos que identifiquem quais são as espécies de pequenos mamíferos vulneráveis às ações antrópicas (*e.g.* Castro & Fernandez 2004), assim como, estudos que subsidiem uma reformulação dos critérios dos sistemas de classificação de risco de extinção mais congruente com nosso atual status de conhecimento, são extremamente necessários (ver Capítulo 2).

Com base na distribuição dos mamíferos endêmicos, Vivo (1997) reconhece quatro sub-regiões mastofaunísticas para a Mata Atlântica: região Nordeste (ao norte do rio São Francisco), região do Sudeste da Bahia (entre o rio São Francisco e o norte do Espírito Santo), região do Rio de Janeiro (do norte do Espírito Santo até São Paulo na altura do Trópico de Capricórnio) e região Sul (ao sul do Trópico de Capricórnio). Por outro lado Costa e colaboradores (2000) definiram três áreas de endemismos para os mamíferos da Mata Atlântica por meio de uma Análise de Parcimônia de Endemismos: a região Paulista, a costa Sudeste e Pernambuco. Estudos filogeográficos para marsupiais e roedores indicam que a Mata Atlântica é ocupada por dois componentes faunísticos historicamente distintos que residem em duas áreas biogeográficas bem definidas, uma ao norte e uma ao sul (Costa 2003). Estes dois componentes, ambos com várias espécies endêmicas (Costa *et al.* 2000), parecem estar mais relacionados com

outras áreas Neotropicais, como a Amazônia ou o Brasil Central, do que entre si (Costa 2003). Por outro lado, apesar de incluir poucas espécies endêmicas, a mastofauna da Mata Atlântica no leste do Estado de São Paulo é muito rica, pois abrange espécies de sub-regiões ou centro de endemismos distintos e adjacentes (sensu Vivo 1997 e sensu Costa 2000), de distribuição temperada e tropical, e recebe influência da fauna característica dos mosaicos de vegetação adjacentes, como as florestas semi-decíduas e os cerrados. Isso explica a alta riqueza de espécies de pequenos mamíferos, tanto em escalas espaciais amplas (Costa *et al.* 2000), como localmente (Pardini & Umetsu 2006, N. Rossi, com. pessoal) encontrada nas serras e no Planalto Atlântico Paulista.

A distribuição dos pequenos mamíferos também é influenciada por gradientes altitudinais (Bonvicino & Geise 1995, Bonvicino *et al.* 1997, Vieira 1999, Vivo & Gregorin 2001, Geise *et al.* 2004). Inventários realizados no Parque Estadual de Intervales (entre 60 e 1.100 m), no Parque Nacional de Itatiaia (entre 400 a 2.400 m), e no Parque Nacional do Caparaó (entre 1.000 e 2.700 m de altitude), todos localizados no sudeste do Brasil, demonstraram que a distribuição das espécies de pequenos mamíferos é influenciada pela altitude, com ocorrência preferencial de algumas espécies em baixas altitudes (*e.g.* *Metachirus nudicaudatus*, *Micoureus demerarae*), outras entre 500-1.000 m (*e.g.* *Marmosops incanus*, *Monodelphis scalops*, *Sooretamys angouya*) e até uma exclusiva de elevações >1.800 m (*Delomys collinus*) (Bonvicino & Geise 1995, Bonvicino *et al.* 1997, Vieira 1999, Vivo & Gregorin 2001, Geise *et al.* 2004). A elevação parece determinar o tipo de vegetação, o qual por sua vez, influencia a distribuição altitudinal dos pequenos mamíferos (Bonvicino *et al.* 1997), refletida em diferenças de abundância ou ocorrência das espécies entre altitudes (Vivo & Gregorin 2001). Percebe-se que um maior número de espécies tem ocorrência preferencial entre 500 e 1.500 m de altitude, o que também contribui para a elevada riqueza de espécies encontrada em áreas localizadas no Planalto Atlântico Paulista (Pardini & Umetsu 2006).

Além da existência de padrões filogeográficos e altitudinais, outros fatores, decorrentes da expansão da população e das atividades humanas, como a variação na qualidade (estrutura, estágio sucessional) e configuração (tamanho, isolamento e quantidade de borda) dos remanescentes de floresta e do tipo de ambiente que os circunda (matriz) também influenciam a composição, abundância e a distribuição dos pequenos mamíferos ao longo da Mata Atlântica (Pardini 2004, Vieira *et al.* 2003, Pardini *et al.* 2005, Umetsu *et al.* 2008).

Vários autores argumentam que a complexidade e/ou heterogeneidade da vegetação facilitam a partição de recursos e a coexistência das espécies de pequenos mamíferos (Fonseca 1989, Fonseca & Robinson 1990, Gentile & Fernandez 1999, Grelle 2003, Vieira & Monteiro-Filho 2003, Pardini *et al.* submetido). Os pequenos mamíferos da Mata Atlântica são capazes de ocupar uma série de habitats alterados de estrutura florestal (Fonseca 1989, Stallings 1990, Gentile & Fernandez 1999, Pardini 2004, Pardini *et al.* submetido), com diferentes espécies ocupando estratos distintos da floresta (Passamani 1995, Leite *et al.* 1996, Gentile & Fernandez 1999, Vieira & Monteiro-Filho 2003). Algumas espécies são capturadas exclusiva ou preferencialmente no chão (*Monodelphis americana*, *Euroryzomys russatus* e *Akodon* spp.), outras podem ser consideradas escansoriais (*Didelphis aurita* e *Marmosops* spp.) e outras predominantemente arborícolas (*Micoureus demerarae* e *Caluromys philander*). Contudo, os biomas abertos e as áreas antrópicas são em geral dominados por espécies características de formações abertas ou generalistas (Stallings 1990, Stevens & Husband 1998, Feliciano *et al.* 2002, Olifiers *et al.* 2005, Umetsu & Pardini 2007). Alguns estudos demonstraram que a abundância e a riqueza dos pequenos mamíferos neotropicais em geral aumentam em ambientes secundários e alterados (Fonseca 1989, Fonseca & Robinson 1990, Pardini 2004). Entretanto, poucos trabalhos avaliaram as respostas individuais das espécies de pequenos mamíferos à regeneração de florestas (ver Capítulo 2).

Outro fator que também influencia a composição e a abundância dos pequenos mamíferos e está relacionado com a estrutura da vegetação é o efeito de borda. O principal efeito de borda sobre a assembléia de pequenos mamíferos na região do Una, Bahia, deveu-se à mudança na estrutura vertical da floresta (Pardini 2001, 2004). Ao longo do gradiente que se estende da borda em direção ao interior do fragmento, a densidade de folhagem no sub-bosque diminui e a densidade de folhagem nos estratos superiores aumenta. Esse gradiente, por sua vez, está relacionado à diminuição da abundância de espécies florestais predominantemente terrestres, como *Oryzomys* (= *Hylaeamys*) *laticeps*, *Marmosops incanus* e *Monodelphis americana*, e aumento da abundância de espécies florestais arborícolas, como *Rhipidomys mastacalis*, *Marmosa murina* e *Micoureus demerarae*, ou de espécies generalistas, como *Akodon cursor* e *Olygoryzomys* sp. A abundância das espécies generalistas aumenta do interior de grandes fragmentos para a borda de pequenas manchas de habitat (Pardini *et al.* submetido). Em um estudo sobre a distribuição espacial dos pequenos mamíferos em

relação à borda de pequenos fragmentos secundários e a influência do fogo no sudeste do Brasil, Pires e colaboradores (2005) encontraram duas espécies mais associadas à borda (*Akodon cursor* e *Oecomys concolor*) e outra mais associada ao interior (*Micoureus demerarae* = *M. paraguayanus*) das manchas de habitat.

Em relação às características das manchas de floresta, Pardini e colaboradores (2005) encontraram uma redução na diversidade e abundância de pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica menores que 50 ha, estruturalmente isolados por matriz de horticultura e pasto em Cotia-Ibiúna, São Paulo, uma paisagem com cerca de 30% de remanescentes. Olifiers (2002) também encontrou uma correlação positiva entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies de pequenos mamíferos ao incluir nas análises uma grande área contínua de mata, embora essa relação desapareça quando só os fragmentos (entre 10 a 70 ha) são considerados (Vieira *et al.* 2003). No entanto, decréscimos na riqueza da assembléia de pequenos mamíferos relacionados à diminuição do tamanho de remanescentes em florestas neotropicais não foram detectados na Amazônia (Malcolm 1991) e na Bahia (Pardini 2001, 2004).

Com base em padrões gerados em estudos com paisagens simuladas e revisões sobre o impacto da fragmentação em aves e mamíferos, Andrén (1994) propôs um limiar de perda de habitat na escala da paisagem (limiar de fragmentação de 10-30%), abaixo do qual a importância das características dos fragmentos (tamanho e isolamento) passa a ser determinante para a distribuição e abundância das espécies. Assim em paisagens com mais de 30% de remanescentes, o declínio no tamanho de uma população ou na riqueza estaria relacionado linearmente com a proporção de habitat original perdido. Abaixo do limiar de fragmentação, o tamanho e o isolamento atuariam sinergeticamente com a perda de habitat e também passariam a influenciar o tamanho da população, a riqueza e a distribuição das espécies.

É provável que a falta de relação entre o número de espécies de pequenos mamíferos e a redução do tamanho dos fragmentos se deva à alta porcentagem de floresta remanescente nas paisagens estudadas na Amazônia (Malcolm 1991) e Bahia (Pardini 2001, 2004). Contudo, praticamente não há trabalhos que testaram a existência do limiar de fragmentação, sendo estes literalmente ausentes nos trópicos. Faz-se necessário um estudo com o objetivo de investigar como varia a relação da riqueza e abundância das espécies de pequenos mamíferos com o tamanho da mancha de habitat entre paisagens com diferentes proporções de perda de habitat, mas com condições abióticas semelhantes (ver Capítulo 3).

As características de ambientes antropogênicos que circundam as manchas de habitat (matriz) interferem na chance de persistência das espécies nativas em paisagens fragmentadas, uma vez que afetam a quantidade de recursos, a conectividade das populações dos remanescentes, as interações entre as espécies e a proliferação de espécies generalistas e invasoras (Kupfer *et al.* 2006). Segundo Umetsu & Pardini (2007), a composição de pequenos mamíferos encontrada em manchas de vegetação nativa e em habitats antropogênicos é bastante diferente, com as espécies endêmicas restritas à vegetação nativa (remanescentes de Mata Atlântica em vários estágios) e as espécies não-endêmicas ou introduzidas aos ambientes antropogênicos (plantações homogêneas de eucalipto, áreas de agricultura e áreas rurais com construções). Apenas duas espécies (*Akodon montensis* e *Oligoryzomys nigripes*) são aparentemente capazes de ocupar ambos os tipos de habitat. Diferenças na composição das espécies também foram encontradas por Olifiers e colaboradores (2005), os quais relatam que as composições entre sítios de mata contínua foram mais semelhantes entre si, devido à presença de *Metachirus nudicaudatus*, *Euryoryzomys russatus* e *Marmosops incanus*, do que com sítios localizados em áreas rurais, com predominância de espécies generalistas, invasoras ou não-endêmicas do bioma Mata Atlântica (*Akodon cursor*, *Oligoryzomys nigripes*, *Rattus rattus* e *Nectomys squamipes*). Pardini e colaboradores (submetido) demonstraram que a cabruca (plantações de cacau sombreadas por dossel nativo) e florestas secundárias contêm um maior número de espécies do que o interior de fragmentos grandes de mata madura, uma vez que incluem tanto espécies florestais como generalistas. Contudo, a riqueza de espécies florestais diminui das florestas maduras para a cabruca e para a mata secundária, enquanto a riqueza e abundância das generalistas aumentam da mata madura para a secundária e cabruca. Por outro lado, um estudo de monitoramento com rádio colar de três espécies de marsupiais endêmicos (Lira *et al.* 2007), revelou que embora os fragmentos de mata sejam o habitat principal dessas espécies, eles também usam a matriz para forrageamento e como parte de sua área de vida.

A capacidade de dispersão e as taxas de movimento de pequenos mamíferos entre fragmentos de Mata Atlântica ainda são desconhecidas para a maioria das espécies. Para as poucas espécies já estudadas, sabe-se que os eventos de deslocamento entre fragmentos são pouco frequentes ou pelo menos raramente detectados. Um estudo sobre a taxa de movimento de pequenos mamíferos entre fragmentos, com distâncias entre 60 a 1.300 m e entorno composto por áreas abertas em Poços das Antas – RJ,

demonstrou que sete entre nove espécies estudadas eram capazes de se mover entre fragmentos. As taxas de movimento mais altas foram as dos marsupiais *Didelphis aurita* e *Metachirus nudicaudatus*, os quais percorreram as maiores distâncias (por volta de 1.000 m) e as distâncias percorridas com maior frequência ficaram entre 100-200 m. Embora as espécies *Philander frenatus*, *Nectomys squamipes*, *Micoureus demerarae* (= *M. paraguayanus*) e *Akodon cursor* tenham exibido movimento entre fragmentos, estes foram mais raros e as distâncias mais frequentes foram entre 0-20 m (Pires *et al.* 2002, Vieira *et al.* 2003). Da mesma forma, Gentile & Cerqueira (1995) também detectaram maior mobilidade para *Didelphis aurita* e *Metachirus nudicaudatus* e menor para *Akodon cursor* e *Philander opossum* (= *P. frenatus*) em estudo de frequência de movimentos entre sucessivas capturas na Restinga de Barra de Marica - RJ. Em três anos de estudo, Quental e colaboradores (2001) detectaram apenas seis movimentos entre fragmentos (<800 m de distância), em Poços das Antas - RJ, realizados por três indivíduos machos de *Micoureus demerarae* (= *M. paraguayanus*). Moraes-Junior & Chiarello (2005) monitoraram por rádio-telemetria os movimentos dessa mesma espécie na Reserva Biológica União – RJ e relataram que esses animais se deslocam em média 423 m/noite, sendo que os machos se deslocam mais (582,8 m/noite) do que as fêmeas (335 m/noite).

Por responderem à variação na qualidade e configuração do habitat e as características da matriz, os pequenos mamíferos são bons indicadores tanto de perturbações no habitat (Pardini 2004, Umetsu & Pardini 2007) quanto de fragmentação (Castro & Fernandez 2004, Pardini *et al.* 2005). Apesar do porte pequeno (Voss & Emmons 1996) e capacidade de movimento restrito (Gentile & Cerqueira 1995, Quental *et al.* 2001, Pires *et al.* 2002, Vieira *et al.* 2003, Moraes-Junior & Chiarello 2005), esses animais parecem responder à estrutura da paisagem em grandes escalas (Umetsu *et al.* 2008). Isso sugere que a distribuição e abundância das espécies de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas são o reflexo de processos populacionais e indica a importância de estudos em escala ampla. Estudos em paisagens grandes parecem ser mais adequados para compreensão das respostas das espécies de pequenos mamíferos frente às variações nas características dos fragmentos de floresta uma vez que englobam os vários processos ecológicos envolvidos além de várias sub-populações destes animais.

ESTRUTURA DA TESE

A presente tese de doutoramento está inserida em dois grandes projetos cujo objetivo comum e geral é o estudo dos efeitos da fragmentação de habitat sobre a biota na região de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista, Estado de São Paulo. O projeto Jovem Pesquisador em Centro Emergente “Diversidade de mamíferos em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo” (FAPESP 05/56555-4) é coordenado pela Prof^a. Dra. Renata Pardini do Departamento de Zoologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, e o projeto “Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo II” (CNPq 59.0041/2006-1) é coordenado pelo Prof. Dr. Jean Paul Metzger do Departamento de Ecologia do mesmo Instituto. Meu trabalho dá continuidade aos estudos com pequenos mamíferos realizados anteriormente na mesma região (Pardini *et al.* 2005, Pardini & Umetsu 2006, Umetsu & Pardini 2007, Umetsu *et al.* 2008, Metzger *et al.* 2006), onde outros aspectos desse mesmo grupo animal também vêm sendo estudados por pesquisadores associados, como uso da matriz e corredores, influência do estágio sucessional e aspectos demográficos, além de ser complementar ao estudo de outros grupos animais, como aves e répteis, nas mesmas regiões de estudo.

A tese está dividida em quatro capítulos (Capítulo 1 - “Introdução geral”, Capítulo 2 - “Espécies ameaçadas são afetadas pela qualidade, perda e fragmentação de habitats? Um teste com os pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Paulista”, Capítulo 3 - “O contexto importa? Efeito do tamanho de fragmentos florestais sobre a assembléia de pequenos mamíferos em paisagens com diferentes quantidades de Mata Atlântica remanescente”, e Capítulo 4 - “Considerações finais”) e duas abordagens principais. A primeira delas, que abrange o Capítulo 2, teve como objetivo avaliar se os pequenos mamíferos listados como ameaçados de extinção são afetados pela fragmentação e pela qualidade dos remanescentes de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista. Os padrões de distribuição e abundância das espécies ameaçadas foram comparados com os padrões das cinco espécies endêmicas mais comuns nas matas contínuas e que não estão contidas nas listas vermelhas. A segunda abordagem, que engloba o Capítulo 3, tem como objetivo investigar como varia a relação da riqueza e abundância das espécies endêmicas e não-endêmicas e de sete espécies (cinco endêmicas e duas não-endêmicas) de pequenos mamíferos da Mata Atlântica com o tamanho dos fragmentos de floresta entre paisagens com diferentes proporções de perda de habitat.

Para a realização deste trabalho, amostramos a assembléia de pequenos mamíferos usando armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) em 68 sítios distribuídos em três regiões de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista, nos municípios de Piedade - Tapiraí, Cotia - Ibiúna e Ribeirão Grande - Capão Bonito, no estado de São Paulo. Em cada região, foram amostrados fragmentos de diferentes tamanhos em paisagem fragmentada de 10.000 ha e áreas de matas maduras e secundárias em paisagens contínuas adjacentes. Dados de amostragem com armadilhas de queda em Cotia - Ibiúna foram obtidos de trabalhos anteriores, vinculados ao mesmo grupo de pesquisa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alger, K & Lima, A. 2003. Políticas públicas e a fragmentação de ecossistemas. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. Oliveira (eds.). *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Pp. 391-419. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- Bennett, A. F., Radford, J. Q. & Haslem, A. 2006. Properties of land mosaic: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133(2): 250-264.
- Biota-Fapesp. 2008. *Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo*. Instituto de Botânica. Fapesp - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. São Paulo
- Bonvicino, C. R., & Geise, L. 1995. Taxonomic status of *Delomys dorsalis collinus*, 1917 (Rodentia, Cricetidae) and description of a new karyotype. *Zeitschrift für Säugetierkunde* 60: 124-127.
- Bonvicino, C. R., Langguth, A., Lindbergh, S. M. & De Paula, A. C. 1997. An elevational gradient study of small mammals at Caparaó National Park, south eastern Brazil. *Mammalia* 61(4): 547-560.
- Cáceres, N. C., Monteiro-Filho, E. L. A. 2000. The commom opossum, *Didelphis aurita*, as a seed disperser of several plants in southern Brazil. *Ciência & Cultura* 52(1): 41-44.

- Castro, E.B.V. de, & Fernandez, F.A.S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119(1): 73-80.
- Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo & SEMAD – Instituto Estadual de Florestas-MG. 2000. *Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos*. MMA/SBF. Brasília. 40p.
- Costa, L. P., Leite, Y. L. R., Fonseca, G. A. B. & Fonseca, M. T. 2000. Biogeography of South American Forest Mammals: endemism and diversity in the Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b): 872-881.
- Costa, L. P. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *Journal of Biogeography* 30(1): 71-86.
- Costa, L., Leite, Y. L. R., Mendes, S. L. & Ditchfield, A. D. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil* 1(1): 101-112.
- Feliciano, B. R., Fernandez, F. A. S., Freitas, D. & Figueiredo, M. S. L. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67(5): 304-314.
- Fonseca, G. A. B. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 34(11): 17-34.
- Fonseca, G. A. B. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia* 6(3): 381-422.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53(4): 265–294.
- Fonseca, G. A. B., Herrmann, G., Leite, Y. L. R., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Patton, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4: 1- 38.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. 2002. *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Período 1995-2000*. Relatório Final. São Paulo.

- Geise, L, Pereira, L. G., Bossi, D. E. & Bergallo, H. G. 2004. Patterns of elevational distribution and richness of non volant mammals in Itatiaia National Park and surroundings, in Southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64(3b): 1-15.
- Gentile, R. & Cerqueira, R. 1995. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian Restinga. *Journal of Tropical Ecology* 11(4): 671-677.
- Gentile, R. & Fernandez, F. A. S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63(1): 29-40.
- Grelle, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 38(2): 81-85.
- Grelle, C. E. V., Paglia, A. P. & Silva, H. S. 2006. Análise dos fatores de ameaça de extinção: estudos de caso com os mamíferos brasileiros. In: C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys & M. A. S. Alves (eds.). *Biologia da conservação: Essências*. Pp. 385-398. Rima Editora, São Carlos, São Paulo.
- Hirota, M. M. 2005. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). *Mata Atlântica – Biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Pp. 60-65. Fundação SOS Mata Atlântica, Belo Horizonte.
- IBAMA. 2003. Lista de espécies da Fauna Brasileira ameaçadas de Extinção. Anexo à Instrução Normativa N° 3, de 27 de maio de 2003 do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://ibama.gov.br>. Último acesso em 02 de maio de 2007.
- IUCN 2003. 2003 IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.redlist.org>. Último acesso em 02 de maio de 2007.
- Keith, D. A. 1998. An evaluation and modification of world conservation union red list criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* 12(5): 1076-1090.
- Kupfer, J. A., Malanson, G. P & Franklin, S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15(1): 8–20.
- Lewinsohn, T. M. & Prado, P. I. 2002. *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Editora Contexto, São Paulo.
- Leite, Y. L. R., Costa, L. P. & Stallings. J. R. 1996. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic Forest reserve. *Journal of Tropical Ecology* 12(3): 435-440.

- Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Carlos, H. S. A. & Curzio, P. L. 2007. Use of a fragmented landscape by three species of opossum in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 23(4): 427–435.
- Malcolm, J. R. 1991. *The small mammals of Amazon forest fragments: pattern and process*. Ph.D. Dissertation, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Malcolm, J. R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (eds.). *Forest canopies*. Pp. 179-197. Academic Press, San Diego.
- Malcolm, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (coords). *Tropical forest remnants – ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Pp. 207-221. The University of Chicago Press, Chicago.
- McIntyre, S. 1992. Risks associated with the setting of conservation priorities from rare plant species lists. *Biological Conservation* 60(1): 31-37.
- Metzger, J. P.; Alves, L. F.; Pardini, R.; Dixo, M.; Nogueira, A. A.; Negrão, M. F. F.; Martensen, A. C. & Catharino E. L. M. 2006. Ecological characteristics of the Morro Grande Forest Reserve and conservation implications. *Biota Neotropica* 6(2). <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn01006022006>.
- Moraes-Junior, E. A. & Chiarello, A. G. 2005. A radio tracking study of home range and movements of the marsupial *Micoureus demerarae* (Thomas) (Mammalia, Didelphidae) in the Atlantic forest of south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(1): 85-91.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.
- Olifiers, N. 2002. *Fragmentação, habitat e as comunidades de pequenos mamíferos da Bacia do Rio Macacu, RJ*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte.
- Olifiers, N., Gentile, R. & Fiszon, J. T. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal of Biology* 65(3): 495-501.
- Pardini, R. 2001. *Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação*. Tese de doutoramento. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13(13), 2567-2586.
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto, R., Metzger, J. P., 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124(2): 253-266.
- Pardini, R. & Umetsu, F. 2006. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande – distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. *Biota Neotropica* 6(2). <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00606022006>.
- Pardini, R., Accacio, G. M., Laps, R. L., Mariano, E, Paciencia, M. L B., Dixo, M., Baumgarten, J., Faria, D. (submetido). The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: A multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*.
- Passamani, M. 1995. Vertical stratification of small mammals in Atlantic Hill Forest. *Mammalia* 59(2): 276-279.
- Pimentel, D. S. & Tabarelli, M. 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 36(1): 74-84.
- Pinto, L. P., Bedê, L., Paese, A., Fonseca, M., Paglia, A. & Lamas, I. 2006. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para a conservação da biodiversidade de uma *hotspot* mundial. In: C. F. D. Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys & Alves M. A. S. (eds.). *Biologia da conservação: Essências*. Pp. 91-118. Rima Editora, São Carlos, São Paulo.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. & Oliveira, L. C.. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108(2): 229-237.
- Pires, A. S., Fernandez, F. A. S., Freitas, D. & Feliciano, B. R. 2005. Influence of edge and fire-induced changes on spatial distribution of small mammals in Brazilian Atlantic Forest fragments. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(1): 7-14.
- Pizo, M. A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 13(4): 559-578.

- Quental, T. B., Fernandez, F. A. S., Dias, A. T. C. & Rocha, F. S. 2001. Population dynamics of the marsupial *Micoureus demerarae* in small fragments of Atlantic Coastal forest in Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 17(3): 339-352.
- Robbirt, K. M., Roberts, D. L. & Hawkins, J. A. 2006. Comparing IUCN and probabilistic assessments of threat: do IUCN red list criteria conflate rarity and threat? *Biodiversity and Conservation* 15(6): 1903–1912.
- RQA. 2007. *Relatório de qualidade ambiental do Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente.
- Stallings, J. R., Fonseca, G. A. B., Pinto, L. P. S., Aguiar, L. M. S. & Sábato, E. L. 1990. Mamíferos do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Zoologia* 7(4): 663-677.
- Stevens, S. M. & Husband, T. P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation* 85(1): 1-8.
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M. & Bedê, L. C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil* 1(1): 132-138.
- Turner, I. M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33(22): 200-209.
- Umetsu, F., Pardini, R., 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats: evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology* 22(4): 517-530.
- Umestu, F., Metzger, J. P. & Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*. <http://www.blackwell-synergy.com/doi/pdf/10.1111/j.2008.0906-7590.05302.x>.
- Vieira, E. M. 1999. *Estudo comparativo de comunidades de pequenos mamíferos em duas áreas de Mata Atlântica situadas a diferentes altitudes no sudeste do Brasil*. Tese de doutorado. Universidade de Campinas. São Paulo.
- Vieira, E. M. & Izar, P. 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant Ecology* 145(1): 75-82.

- Vieira, E. M. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic rainforest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19(5): 501-507.
- Vieira, E. M., Piza, M. A. & Izar, P. 2003. Fruit and seed exploitation by small rodents of the Brazilian Atlantic forest. *Mammalia* 67(4): 533-539.
- Vieira, M. V., Faria, D., Fernandez, F., Ferrari, S., Freitas, S., Gaspar, D. A., Moura, R., Olifiers, N., Oliveira, P. P., Pardini, R., Pires, A., Ravetta, A., Mello, M. A. R., Ruiz, C. & Setz, E. 2003. Mamíferos. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. Oliveira (eds.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Pp. 125-151. MMA/SBF, Brasília.
- Vivo, M. 1997. A mastofauna da Floresta Atlântica: padrões biogeográficos e implicações conservacionistas. In: Anais da 5º Reunião Especial da SBPC: Floresta Atlântica: Diversidade Biológica e Sócio-Econômica. Pp 60-63. Blumenau, Santa Catarina.
- Vivo, M. 1998 *Diversidade de mamíferos do Estado de São Paulo*. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo*. V.6. Pp: 53-66. FAPESP. São Paulo.
- Vivo, M. & Gregorin, R. 2001. Mamíferos. In: Fundação Florestal. *Intervalos*. Fundação para a conservação e a produção florestal do Estado de São Paulo. Pp 117-123. Fundação Florestal. São Paulo
- Voss, R. S. & L.H. Emmons. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230: 1-117.
- Wang, E. 2002. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37(3): 207–212.
- Wilson, E. O. 1988. *Biodiversity*. Academic Press, Washington, D. C.

CAPÍTULO 2

Espécies ameaçadas são afetadas pela qualidade, perda e fragmentação de habitats? Um teste com os pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Paulista

Espécies ameaçadas são afetadas pela qualidade, perda e fragmentação de habitats? Um teste com os pequenos mamíferos da Mata Atlântica do Planalto Paulista

ABSTRACT

Besides evaluating the threat of extinction, Red Lists are important tools for directing research programs, establishing conservation priorities and monitoring exploitation of natural resources. However, the lack of information on most tropical species restricts application of criteria based on quantitative analysis of extinction risk and the Red Lists include naturally rare species, which may not clearly respond to human impact and exclude common and widespread ones which are affected by these processes. Using a long-term, standardized, large-scale survey, we investigate if 10 threatened small mammal species and five non-threatened endemic species commonly found in continuous forests are equally affected by fragmentation, in the landscape and patch scales, and by the quality of Atlantic Forest remnants in the Atlantic Plateau of São Paulo state. Small mammals in three different regions and six 10,000 ha landscapes, three in continuous forests and three in fragmented landscapes with different amounts of forest, 50%, 30% e 10%. We sampled 68 sites distributed in eight categories: nine in mature continuous forests, nine in secondary continuous forests, four in large and 11 in small patches in the landscape with 50% of remnants, seven in large and 13 in small patches in the landscape with 30% of remnants and four in large and 11 in small patches in the landscape with 10% of remnants. We tested seven orthogonal comparisons planned in advance between abundance of threatened and common species in groups of distinct sites by Median Test. Regardless of threat or rarity level, no analyzed species responded to quality variations in continuous forests. On the other hand, our data showed that common and widespread species respond more steady and negatively to the habitat loss and fragmentation of Atlantic Forest than threatened species, which either may not be affected by fragmentation, or be positive or negatively affected. The variability in threatened species' responses to habitat loss and fragmentation processes and the exclusion of common species affected by these processes weaken Red List use in decision-making processes relative to setting conservation policies and managing development and exploitation of natural resources. In order to reduce such bias, we suggest separating species in two groups (naturally rare *versus* affected by human

impact) in the Red Lists and including different criteria to evaluate common species such as response to habitat loss and fragmentation as well as habitat specificity in terms of endemism and level of matrix tolerance.

RESUMO

Além de avaliar ameaça de extinção das espécies, as listas vermelhas são ferramentas importantes para direcionar a pesquisa, estabelecer prioridades de conservação e monitorar a exploração dos recursos naturais. Contudo, o conhecimento esparso sobre a maioria das espécies nos trópicos restringe a aplicação de critérios quantitativos de avaliação do risco de extinção e as listas vermelhas acabam por incluir espécies naturalmente raras que podem não responder claramente às alterações antrópicas ou excluir espécies comuns que sofrem com esses processos. Por meio de uma amostragem padronizada de longa duração, avaliamos se 10 espécies de pequenos mamíferos listados como ameaçados de extinção e cinco espécies endêmicas comuns nas matas contínuas e ausentes das listas vermelhas são afetados igualmente pela fragmentação, na escala da paisagem e da mancha, e pela qualidade dos remanescentes de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista. Realizamos levantamentos de pequenos mamíferos com armadilhas de interceptação e queda dispostas em linha de 100 m com 11 baldes de 60 l em três regiões e seis paisagens de 10.000 ha, três de mata contínua e três de mata fragmentada, estas apresentando diferentes porcentagens de matas remanescentes, 50%, 30% e 10%. Foram amostrados 68 sítios distribuídos em oito categorias: nove em matas maduras contínuas, nove em matas secundárias contínuas, quatro em fragmentos grandes e 11 em fragmentos pequenos da paisagem com 50% de remanescentes, sete em fragmentos grandes e 13 em fragmentos pequenos da paisagem com 30% de remanescentes, e quatro em fragmentos grandes e 11 em fragmentos pequenos da paisagem com 10% de remanescentes. Sete comparações ortogonais da abundância das espécies ameaçadas e das espécies comuns entre grupos de sítios, planejadas a priori, foram realizadas através do Teste da Mediana. Independentemente do grau de ameaça ou de raridade, nenhuma das espécies analisadas respondeu a variação do estágio de regeneração das matas contínuas. Por outro lado, nossos dados mostraram que as espécies comuns respondem de forma mais congruente e negativamente à perda e fragmentação da Mata Atlântica do que as ameaçadas, as quais tanto podem não ser afetadas quanto ser positiva ou negativamente afetadas pela fragmentação. A variabilidade na resposta das espécies presentes nas listas vermelhas

frente aos processos de perda e fragmentação do habitat, juntamente com a exclusão de espécies comuns afetadas por esses processos, enfraquece o uso dessas listas no processo de tomada de decisão em relação ao estabelecimento de políticas de conservação e no controle do desenvolvimento e da exploração dos recursos naturais. A fim de corrigir esse viés, sugerimos a separação das espécies em dois grupos nas listas vermelhas (naturalmente raras *versus* afetadas pelas ações antrópicas) e a utilização de outros critérios para avaliar o status de ameaça das espécies mais comuns, como a resposta à perda e fragmentação do habitat e a especificidade ao habitat na forma de endemismos e de grau de tolerância a matriz.

Palavras-chaves – listas vermelhas, raridade, determinantes de extinção, fragmentação de habitat, regeneração de florestas

INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação do habitat são os principais fatores que contribuem para os eventos de extinções globais de espécies (Meyers 1997, Laurance & Bierregaard 1997, Laurance 1999, Fahrig 2003, Fischer & Lindenmayer 2007). Uma vez que os recursos disponíveis para a conservação são limitados, uma das estratégias criadas para enfrentar o desafio da perda de biodiversidade foi a elaboração de listagens de espécies ameaçadas, nas quais é avaliado o status de conservação dos táxons (Akçakaya *et al.* 2000, Grammont & Cuarón 2006). As espécies são ranqueadas em relação ao risco de extinção e os esforços conservacionistas concentrados nos táxons mais ameaçados. As listas vermelhas têm atualmente o poder de direcionar a pesquisa, as políticas de conservação e a legislação, monitorar o status da biodiversidade, regular o desenvolvimento e a exploração e chamar atenção do público para o impacto do homem sobre a biodiversidade (Mace & Lande 1991, McIntyre 1992, Possingham *et al.* 2002, O'Grady *et al.* 2004, Grammont & Cuarón 2006).

As categorias e critérios elaborados pela IUCN – International Union for Conservation of Nature (2001, 2003a) formam um sistema de classificação de risco de extinção reconhecido mundialmente e aplicado no nível global e regional (Mace & Lande 1991, Akçakaya *et al.* 2000, O'Grady *et al.* 2004), inclusive no Brasil (Ibama 2003). As espécies para as quais existem dados adequados e suficientes podem ser classificadas em cinco categorias: extinta, extinta na natureza, ameaçada, quase-ameaçada e baixo risco de ameaça. As ameaçadas, por sua vez, são subdivididas em criticamente em perigo, em perigo e vulnerável, de acordo com pelos menos um de cinco critérios. Com base em limiares quantitativos, esses critérios se relacionam ao tamanho e taxa de declínio da população e/ou distribuição geográfica ou ainda a modelos quantitativos de risco de extinção como análises de viabilidade populacional (IUCN 2001).

Embora seja um sistema objetivo com aceitação internacional, está sujeito a críticas (McIntyre 1992, Keith 1998, Akçakaya *et al.* 2000, Possingham *et al.* 2002, Grammont & Cuarón 2006). A primeira delas é que esses critérios são dependentes de escala e, portanto, a categoria na qual o táxon é classificado pode variar (Keith 1998, Hartley & Kunin 2003, Robbirt *et al.* 2006). O uso de vocabulário vago, ambíguo e não específico para a definição de categorias e critérios também gera problemas semânticos e pode resultar em diferentes interpretações e classificações (Akçakaya *et al.* 2000, Regan *et al.* 2005, Robbirt *et al.* 2006 e Grammont & Cuarón 2006). Apesar de ter sido

elaborado para uma enorme gama de organismos com diferentes características, a aplicação desse sistema exige uma grande soma de dados de alta qualidade (Robbirt *et al.* 2006). Devido ao tipo de dado exigido (número de indivíduos adultos, área de ocupação e níveis de flutuações dessas estimativas), a aplicação desses protocolos envolve certo grau de incerteza proveniente do erro de medida ou da variabilidade temporal e espacial das populações. Entretanto, é o conhecimento esparso do número de espécies, de populações e da distribuição geográfica, tanto no tempo quanto no espaço, que restringe severamente o emprego de tais protocolos (Keith 1998, Robbirt *et al.* 2006). Essa situação é especialmente grave nos trópicos, onde há carência de dados de distribuição geográfica e número e tamanho das populações para a grande maioria das espécies (Voss & Emmons 1996, Lewinsohn & Prado 2002, Costa *et al.* 2005, Grammont & Cuarón 2006). Esse panorama leva a confecção de listas de fauna ameaçada dominadas por espécies de habitat ou distribuição restritos (McIntery 1992), independentemente de serem ou não afetadas pelas ações antrópicas ou pela perda e fragmentação dos habitats, e exclui espécies comuns com ampla distribuição que sofrem com esses processos (Keith 1998). Além de consequências para a conservação das próprias espécies, este viés pode enfraquecer o potencial das listas de espécies ameaçadas como ferramenta no planejamento e monitoramento das atividades antrópicas nos trópicos.

A definição de raridade, no entanto, é complexa e frequentemente subjetiva (McIntyre 1992). De acordo com Rabinowitz *et al.* (1986) e Gaston (1994), a raridade é um elemento natural de todas as comunidades biológicas, depende da escala e pode assumir três formas e suas combinações: distribuição geográfica (endêmica), especificidade de habitat (restrita a poucos habitats) e tamanho da população local (pequenas populações locais). Segundo De-Lange & Norton (2004), o impacto antrópico resultou na formação de um novo conjunto de espécies raras, as quais foram anteriormente abundantes em habitats contínuos e que tornam-se raras em habitats fragmentados. Esses dois tipos de raridade, natural e induzido, não são necessariamente distinguidos nas listas de fauna ameaçada. Contudo, raridade natural não é necessariamente um sinônimo de ameaça de extinção (Gaston 1994) e a associação entre raridade e probabilidade de extinção é controversa (Laurance 1990, 1991, 1994, McIntery 1992, Robbirt *et al.* 2006).

O princípio ecológico através do qual a raridade seria um dos determinantes de extinção está relacionado à maior chance de extinção de populações pequenas, as quais

seriam mais susceptíveis a eventos estocásticos de cunho genético, demográfico e ambiental, deterioração genética e disfunção social (Wilcox, 1980, Gilpin & Soulé 1986). Contudo, Tilman (1994) e Tilman *et al.* (1994) propuseram um modelo teórico determinístico no qual haveria um “trade off” entre habilidade de competição e potencial de dispersão, sendo que as espécies dominantes (i.e. abundantes) seriam melhores competidoras mas dispersoras ruins, ao contrário das espécies raras localmente, que teriam baixa capacidade de competição, mas alta capacidade de dispersão. Em ambientes fragmentados, o processo de dispersão é dificultado e, portanto, as espécies mais comuns seriam as mais vulneráveis.

Henle *et al.* (2004) revisou o suporte teórico e empírico de 12 atributos ou grupos de atributos, derivados de teorias demográficas, de forrageamento ótimo, de comunidade e de biogeografia disponíveis na literatura científica, que já foram considerados como determinantes de extinção. Segundo sua revisão, há um bom suporte empírico para seis dos 12 atributos: tamanho da população, flutuação da população, competitividade e sensibilidade a distúrbios em plantas, especialização de habitat e uso de ambientes alterados, raridade na forma de baixa abundância dentro de um habitat e localização geográfica. Entretanto, alguns trabalhos que testaram raridade como determinantes a extinção encontraram evidências contrárias. Laurance (1990, 1991, 1994) e Castro & Fernandez (2004), por exemplo, mostraram que as espécies, independentemente da abundância em habitats contínuos, com menor tolerância a matriz de ambientes alterados tinham maior probabilidade de extinção e que a raridade natural não estava associada ao risco de extinção nas assembléias analisadas. Além disso, certos táxons relictuais e endêmicos possuem populações pequenas e distribuição restrita e ainda assim apresentam longa persistência (García 2008). Por outro lado, Gaston & Fuller (2007) fornecem exemplos passados e atuais de espécies outrora comuns e bem distribuídas que se extinguiram ou tiveram suas populações severamente diminuídas pela ação direta ou indireta do homem (*e.g.*, bisão norte americano – *Bison bison*, uma espécie de antílope – *Antílope cervicapra*, e de elefante africano – *Loxodonta africana*).

Os pequenos mamíferos são animais com massa corporal inferior a 1.000 g (Fleming 1975, Nowak 1999) que utilizam recursos de forma semelhante e são capturados com o uso das mesmas técnicas (Voss & Emmons 1996). Destacam-se entre os mamíferos em termos de riqueza de espécies e no papel desempenhado nos ecossistemas terrestres, atuando na regeneração das florestas como predadores e

dispersores de sementes (Fleming 1975). Na região neotropical são representados por pequenos roedores e marsupiais, os quais são bons indicadores dos efeitos das alterações antrópicas, pois respondem à perda e fragmentação do habitat, a estrutura e heterogeneidade da vegetação e a disponibilidade de recursos (Castro & Fernandez 2004, Pardini 2004, Pardini *et al.* 2005, Lambert *et al.* 2006, Umetsu & Pardini 2007). Há cerca de 209 espécies no Brasil (Fonseca *et al.* 1996, Costa *et al.* 2005), das quais 61 espécies de roedores e 23 de marsupiais ocorrem no bioma Mata Atlântica (Fonseca *et al.* 1996). Contudo, apenas seis e 11 espécies de pequenos mamíferos deste bioma constam nas listas de espécies ameaçadas do IBAMA (2003) e da IUCN (2003b), respectivamente.

Há uma grande lacuna de conhecimento acerca da taxonomia, sistemática, tamanho populacional, distribuição e história natural das espécies de roedores e marsupiais no Brasil. A descrição de gêneros e espécies novas bem como a ampliação da distribuição para várias espécies de pequenos mamíferos ainda é comum (Costa *et al.* 2005). Desta forma, muitas das espécies presentes nas listas de espécies ameaçadas apresentam distribuição geográfica restrita e/ou são localmente raras (*e.g.* Silva *et al.* 2003 para *Blarinomys*, Percequillo *et al.* 2004 para *Rhagomys*), embora praticamente nada se saiba se são de fato afetadas pelas atividades humanas ou se refletem a integridade dos ecossistemas, paisagens ou habitats onde são encontradas. Esta falta de conhecimento científico é ao mesmo tempo a principal razão pela qual o número de pequenos mamíferos presentes nestas listas é menor que o esperado, dada a grande diversidade do grupo, e a principal ameaça a estas espécies (Costa *et al.* 2005).

Por meio de uma amostragem padrozinada de longa duração, realizada tanto na escala da paisagem como na escala das manchas de habitat, avaliamos se os pequenos mamíferos listados como ameaçados de extinção são afetados pela fragmentação e pela qualidade dos remanescentes de Mata Atlântica do Planalto Paulista e, portanto, se eles indicam a integridade do ecossistema. Para isso, os padrões de distribuição e abundância das espécies ameaçadas foram comparados com os padrões das cinco espécies endêmicas mais comuns nas mata contínuas e que não estão contidas nas listas vermelhas.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Realizamos levantamentos de pequenos mamíferos em seis paisagens de 10.000 ha cada localizadas em três regiões de Mata Atlântica do Planalto Paulista, nos municípios de Piedade - Tapiraí (entre as coordenadas W47°27' / S23°57' e W47°24' / S23°49'), Cotia - Ibiúna (entre W46°45' / S23°35' e W47°15' / S23°50') e Ribeirão Grande - Capão Bonito (entre W48°28' / S24°08' e W48°14' / S24°01'), no estado de São Paulo (Figura 1).

Toda a região de estudo era originalmente coberta pela Mata Atlântica, classificada como “Floresta Atlântica Baixo Montana” (Oliveira-Filho & Fontes 2000), hoje reduzida a fragmentos em vários estádios sucessionais, e se caracteriza como uma região de terras altas (Ponçano *et al.* 1981). O relevo é ondulado, com inclinações maiores que 15% e altitudes entre 800-1.000 m acima do nível do mar (Ross & Moroz 1997). O clima é Cwa e Cfa, *i. e.* subtropical e subtropical úmido (Köppen, 1948), com precipitação anual entre 1.221,6 e 1.807,7 mm e temperatura média anual entre 18,9°C e 22,2°C para os seis municípios (Cepagri 2007). As médias das temperaturas mínima e máxima são 13,2°C e 30,0°C, respectivamente, para o período chuvoso (outubro a março) e 8,4°C e 29,0°C, respectivamente, para os meses mais secos (abril a setembro) (Cepagri 2007).

DELINEAMENTO AMOSTRAL

Em cada uma das três regiões, foram estudadas duas paisagens adjacentes de 10.000 ha, uma de mata contínua e uma de mata fragmentada. As três regiões foram escolhidas por apresentarem características abióticas semelhantes (topografia, relevo, clima), mas diferentes proporções de floresta remanescente nas paisagens fragmentadas, que variam de 50% (Piedade - Tapiraí), a 30% (Cotia - Ibiúna) e 10% (Ribeirão Grande - Capão Bonito) de cobertura florestal nativa (Figura 1). As porcentagens de remanescentes nas paisagens fragmentadas foram escolhidas com base no limiar de fragmentação (*sensu* Andrén 1994), definido como a quantidade de habitat abaixo da qual a importância das características das manchas de habitat para a persistência das espécies aumenta drasticamente, de forma que a paisagem com 50% de cobertura florestal estaria acima deste limiar, e as demais paisagens com 30% e 10%, entre os limites superior e inferior do limiar.

Nas três paisagens fragmentadas, os fragmentos estudados correspondem à vegetação nativa em estágio médio de sucessão (Decreto 750 de 10 de fevereiro de 1993, Resolução CONAMA Nº1 de 31 de janeiro de 1994) e a matriz de ambientes alterados que envolvem os remanescentes é dominada por áreas de pastagem (48%, 44% e 50% das áreas alteradas, para Piedade - Tapiraí, Cotia - Ibiúna e Ribeirão Grande – Capão Bonito, respectivamente) e agricultura (26%, 20% e 35% das áreas alteradas, para Piedade - Tapiraí, Cotia - Ibiúna e Ribeirão Grande – Capão Bonito, respectivamente). As paisagens contínuas adjacentes englobam mosaicos de matas maduras que não sofreram corte raso, mas que podem ter sofrido corte seletivo, e matas secundárias equivalentes às observadas nos fragmentos e estão localizadas no Parque Estadual do Jurupará (26.000 ha, região de Piedade - Tapiraí), na Fazenda Paraíso, contígua ao Parque Estadual de Intervales (41.000 ha, região de Ribeirão Grande - Capão Bonito), e na Reserva Florestal do Morro Grande (10.000 ha, região de Cotia - Ibiúna).

Nestas três regiões e seis paisagens, foi escolhido um total de 68 sítios distribuídos em oito categorias. Dezoito sítios foram distribuídos nas paisagens contínuas, seis por região, e 50 sítios nas paisagens fragmentadas, 15 a 20 sítios por região. Dentre os 18 sítios em paisagens contínuas, nove foram distribuídos em áreas de mata madura (CM), três por região, e nove em área de mata secundária (CS), três por região. Dentre os 50 sítios das paisagens fragmentadas, 15 foram distribuídos na paisagem com 50% de matas remanescentes, 20 na paisagem com 30% e 15 na paisagem com 10% (Figura 1). Os sítios de cada paisagem fragmentada foram distribuídos em fragmentos de dois tamanhos: grandes (>40 ha) e pequenos (<40 ha), com base na resposta de pequenos mamíferos da Mata Atlântica ao tamanho de fragmentos (Pardini *et al.* 2005). Assim, na paisagem fragmentada com 50% de matas remanescentes, foram amostrados quatro fragmentos grandes (F50-G) e 11 pequenos (F50-P); na paisagem com 30%, sete fragmentos grandes (F30-G) e 13 pequenos (F30-P); e na paisagem com 10%, quatro fragmentos grandes (F10-G) e 11 pequenos (F10-P). No total, foram amostradas oito categorias de sítios: CM (9 sítios), CS (9), F50-G (4), F50-P (11), F30-G (7), F30-P (13), F10-G (4) e F10-P (11).

Em cada uma das categorias, os sítios foram escolhidos garantindo uma distância mínima entre os mesmos, de forma a evitar, quando possível, a segregação espacial entre sítios de categorias diferentes e a facilitar o acesso. A distância média entre um sítio de amostragem e o sítio amostrado mais próximo nas paisagens contínuas

foi de 2.129 ± 2.038 m (máxima 7.558 m e mínima 600 m), e não diferiu entre as paisagens (ANOVA, $F_{3, 18} = 2,44$, $p = 0,120$) e nas paisagens fragmentadas foi de 1.462 ± 714 m (máxima 3.737 m e mínima 423 m), e também não diferiu entre as paisagens (ANOVA, $F_{3, 50} = 0,95$, $p = 0,392$). Na paisagem com 50% de matas remanescentes, a área dos fragmentos variou entre 3 e 145 ha, na paisagem com 30%, entre 2 e 374 ha e na paisagem com 10%, 6 e 106 ha.

COLETA DE DADOS

Foi usado um protocolo de amostragem padronizado, no qual o mesmo tipo, número e arranjo das armadilhas foram empregados em cada um dos 68 sítios estudados, de forma a amostrar a mesma área pelo mesmo número de dias, independentemente do tamanho do remanescente. Esse protocolo permite a comparação direta dos resultados e diminui a chance de interferência da heterogeneidade de habitat na comparação entre sítios (Pardini *et al.* 2005).

Em cada um dos sítios de amostragem, foi instalada uma linha de 11 armadilhas de queda (baldes de 60 l com 53,0 cm de altura e 40,0 cm de diâmetro na altura da boca), a 10 m uma das outras e interligadas por cercas-guia (50 cm de altura), resultando em séries de 100 m de extensão. No total, foram realizadas quatro sessões de captura de oito dias cada em cada sítio, duas por verão (dois verões consecutivos), totalizando 32 dias de captura e 352 armadilhas-noite por sítio e 23.936 armadilhas-noite no total dos 68 sítios. Na região de Cotia - Ibiuna, as sessões de captura foram realizadas nos verões de 2001-2002 e 2002-2003 e nas demais regiões, nos verões de 2005-2006 e 2006-2007.

A opção pelo uso de armadilhas de queda foi baseada em Umetsu *et al.* (2006) segundo as quais as armadilhas de queda grandes são mais eficientes, capturam um maior número de espécies, incluindo espécies raras, além de um maior número de indivíduos em comparação a armadilhas tradicionais. A amostragem foi concentrada na estação chuvosa, pois o número de capturas diárias em armadilhas de queda é maior nesta época (Umetsu *et al.* 2006). Para evitar contagens redundantes, os espécimes capturados foram marcados com brincos metálicos numerados. Como o protocolo de captura foi o mesmo em todas as 68 unidades amostrais, usamos o número de indivíduos capturados como índice de abundância (Slade & Blair 2000). A abundância das espécies em cada sítio foi calculada como a soma dos indivíduos capturados em todas as quatro sessões de captura.

Pequenos roedores e marsupiais representam alguns dos grupos mais diversificados de mamíferos no Brasil e nas florestas neotropicais de maneira geral, sendo que a taxonomia e os padrões de distribuição das espécies são ainda pouco conhecidos e o número de espécies novas sendo descritas ainda é grande (Costa *et al.* 2005). Por esta razão, durante os levantamentos coletamos espécimes para garantir a identificação correta das espécies. Ainda assim, duas duplas de espécies pertencentes a um mesmo gênero tiveram que ser analisadas em conjunto, dada a dificuldade de distingui-las em campo. É o caso de duas espécies do gênero de marsupial *Monodelphis* (*M. americana* e *M. scalops*) e duas espécies do gênero de roedor *Juliomys* (*J. pictipes* e *J. ossitenuis*). Neste último caso, a espécie *J. ossitenuis* foi descrita em 2007 (Costa *et al.* 2007), com base, em grande parte, nos exemplares por nós coletados.

ANÁLISE DE DADOS

Para atingir o objetivo de avaliar se as espécies listadas como ameaçadas de extinção são as mais afetadas pela perda, fragmentação e qualidade do habitat, a variação da abundância entre as diferentes categorias de sítios foi avaliada para as espécies endêmicas mais comuns da Mata Atlântica na mata contínua (que ocorreram em mais de 60% dos 18 sítios) e para aquelas que aparecem nas listas de fauna ameaçada do Ibama e da IUCN, independentemente de sua abundância ou número de sítios em que ocorrem. Entre as espécies mais comuns na mata contínua escolhemos as espécies endêmicas por apresentarem forte associação ao habitat florestal e baixa capacidade de ocupar grandes áreas de ambientes alterados como plantações homogêneas de eucalipto, áreas de agricultura e com construções (Umetsu & Pardini 2007, Naxara *et al.* submetido).

Como muitas das espécies ameaçadas são espécies raras, inviabilizando o uso de testes paramétricos, utilizamos o teste da mediana para comparar a abundância de todas as espécies de pequenos mamíferos analisadas entre as diferentes categorias de sítios, de forma a utilizar testes com o mesmo poder para todas as espécies (Zar 1994). O teste da mediana consiste na construção de tabelas de contingência com as frequências dos sítios de amostragem em que foram obtidos valores de abundância acima e abaixo da mediana geral da abundância de cada espécie. Estas tabelas foram analisadas com o teste de qui-quadrado sempre que a frequência esperada média foi ≥ 6 , e com teste exato de Fisher, quando a frequência esperada média foi < 6 (Zar 1994).

Foram escolhidas sete comparações planejadas a priori entre as categorias de sítios com base no procedimento de contrastes ortogonais (Montgomery 2001). Esse procedimento permite escolher k número de comparações (contrastes), sendo k o número de categorias menos 1 (neste caso, há 8 categorias e $k = 7$), de forma a não aumentar a probabilidade de erro do tipo I. Foram realizados testes da mediana para comparar os seguintes contrastes: contraste 1 – (CM + CS) e (F50-G + F50-P + F30-G + F30-P + F10-G + F10-P) [mata contínua versus mata fragmentada]; contraste 2 – CM e CS [qualidade da mata contínua]; contraste 3 – (F50-G + F50-P + F30-G + F30-P) e (F10-G + F10-P) e contraste 4 – (F50-G + F50-P) e (F30-G + F30-P) [paisagens com diferentes proporções de matas remanescentes]; contraste 5 - F50-G e F50-P, contraste 6 - F30-G e F30-P, e contraste 7 - F10-G e F10-P [tamanho dos fragmentos]. Todas as análises foram realizadas no programa STATISTICA 6 para Windows (StatSoft 2001).

As espécies foram classificadas com base na sua distribuição geográfica, assumindo que espécies associadas a florestas em escala espacial ampla, são também mais fortemente dependentes de floresta em escala local. Assim sendo, as espécies foram separadas em dois grupos: endêmicas a biomas florestais (Mata Atlântica e Floresta Amazônica), ainda que presentes em áreas de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado, e espécies não-endêmicas a estes biomas, ou seja, que ocupam também biomas abertos adjacentes a Mata Atlântica. A distribuição das espécies foi baseada em Reis *et al.* (2006) e Carmignotto (2004), com exceção de *Rhipidomys* sp. nova e *Philander frenatus* (Costa 2003), *Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis* (Costa *et al.* 2007), *Monodelphis* sp. (Gomes 1991), *Eryzomatomys spinosus* (L. Yuri-Leite, dados não publicados) e *Oryzominae* sp. nova (A. Percequillo, dados não publicados). A classificação das espécies em relação à tolerância a ambientes abertos da matriz de entorno (áreas dominadas por gramíneas introduzidas, áreas agrícolas e instalações rurais com construções) foi baseada em Feliciano *et al.* 2002, Pires *et al.* 2002, Castro & Fernandez 2004, Umetsu & Pardini 2007 e F. Umetsu (dados não publicados).

RESULTADOS

PEQUENOS MAMÍFEROS DO PLANALTO ATLÂNTICO PAULISTA

Com o esforço total de 23.936 armadilhas-noite empreendido nas três regiões do Planalto Atlântico Paulista, foram capturados 3.930 indivíduos pertencentes a 42 espécies de pequenos mamíferos, 28 roedores e 14 marsupiais (Tabela 1). Destas, 29 espécies foram classificadas como endêmicas da Mata Atlântica e/ou de biomas

florestais, 11 são não restritas a biomas florestais, uma é uma espécie introduzida e uma não pode ser classificada, pois não foi identificada ao nível de espécie (Tabela 1). Entre as 29 espécies endêmicas, apenas seis já foram registradas em ambientes abertos da matriz de entorno (áreas dominada por gramíneas introduzidas, áreas agrícolas e instalações rurais com construções), enquanto entre as 12 espécies não-endêmicas, sete já foram registradas em ambientes abertos (Tabela 1). Entre as 42 espécies, 33 ocorreram nas paisagens contínuas, sendo nove exclusivas destas paisagens, e 33 nas paisagens fragmentadas, sendo nove exclusivas (Tabela 1). Entre as nove exclusivas das paisagens contínuas, oito são endêmicas (Tabela 1), das quais duas são espécies a serem descritas (*Oryzomys* sp. nova e *Rhipidomys* sp. nova), duas são naturalmente raras e ameaçadas (*Blarinomys breviceps* e *Monodelphis iheringi*), uma é rara (*Euryzygomatomys spinosus*) e a nona é uma espécie não identificada (*Oecomys* gr. *catherinae*). Entre as nove exclusivas das paisagens fragmentadas, sete são não endêmicas ou não possuem alta especificidade ao habitat florestal (Tabela 1), sendo uma introduzida (*Mus musculus*) e uma ameaçada (*Monodelphis kunsii*) e duas são endêmicas, sendo uma ameaçada (*Monodelphis sorex*).

As cinco espécies endêmicas (*Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis* aqui consideradas uma única entidade) ausentes das listas de fauna ameaçada mais comuns nas matas contínuas foram *Delomys sublineatus*, *Thaptomys nigrita*, *Euryoryzomys* (= *Oryzomys*) *russatus*, *Juliomys* spp. e *Brucepattersonius soricinus*, e perfazem 40% dos indivíduos capturados nas matas contínuas e 25% no total (Tabela 1). Não há registro de uso de ambientes abertos para nenhuma delas até o momento (Tabela 1).

As dez espécies listadas em algum grau de ameaça pela IUCN e IBAMA foram os roedores *Abrawayaomys ruschii*, *Blarinomys breviceps* e *Rhagomys rufescens* e os marsupiais *Gracilinanus microtarsus*, *Marmosops incanus*, *Monodelphis ihering*, *Monodelphis kunsii*, *Monodelphis sorex*, *Monodelphis americana* e *Monodelphis scalops*, estas duas últimas analisadas aqui conjuntamente. Essas espécies perfazem 22% dos indivíduos capturados nas matas contínuas e 24% no total (Tabela 1). Seis delas são localmente raras e de distribuição restrita no Planalto Atlântico Paulista, tendo sido capturadas com menos de 45 indivíduos no total e ocorrendo em, no máximo, 12 dos 68 sítios de amostragem. Dentre estas seis espécies raras, cinco (*Abrawayaomys ruschii*, *Blarinomys breviceps*, *Rhagomys rufescens*, *M. sorex* e *M. ihering*) são espécies endêmicas, sendo que uma (*Rhagomys rufescens*) já foi registrada em ambientes abertos, e uma não está restrita a biomas florestais (*M. kunsii*). Já três espécies

ameaçadas são relativamente comuns e bem distribuídas no Planalto Atlântico Paulista (*Gracilinanus microtarsus*, *Marmosops incanus* e *Monodelphis* spp.) tendo sido capturadas com mais de 100 indivíduos no total e ocorrendo em pelo menos 45 dos 68 sítios de amostragem. (Tabela 1). Dentre estas espécies mais comuns, todas são endêmicas e uma (*M. incanus*) já foi registrada em matriz aberta.

CONTRASTE 1: MATA CONTÍNUA VERSUS MATA FRAGMENTADA

Entre as cinco espécies endêmicas comuns das matas contínuas, a abundância de três (*T. nigrita*, *E. russatus* e *Juliomys* spp.) foi freqüentemente mais alta, e a abundância de uma (*D. sublineatus*) tendeu a ser freqüentemente mais alta, nos sítios localizados nas paisagens contínuas do que nos sítios localizados nas paisagens fragmentadas (Tabela 2).

Entre as seis espécies ameaçadas raras, a abundância de três (*M. ihering*, *A. ruschii* e *R. rufescens*) foi freqüentemente mais alta nos sítios de mata contínua e a de uma (*M. kunsii*) foi freqüentemente mais alta nos sítios de mata fragmentada. Entre as três espécies ameaçadas comuns, a abundância de uma delas (*Monodelphis* spp.) foi freqüentemente mais alta nos sítios de mata contínua (Tabela 2).

CONTRASTE 2: QUALIDADE DA MATA CONTÍNUA

A abundância de nenhuma das espécies endêmicas comuns ou das espécies ameaçadas raras ou comuns variou significativamente entre os sítios localizados em matas contínuas maduras e as secundárias (Tabela 3). Neste caso, as espécies ameaçadas raras *Monodelphis kunsii* e *M. sorex* não foram analisadas, pois não ocorreram na mata contínua.

CONTRASTE 3 E 4: PAISAGENS FRAGMENTADAS COM DIFERENTES PROPORÇÕES DE MATAS REMANESCENTES

Quando comparados os sítios localizados em paisagens fragmentadas com 30% ou mais de matas remanescentes e aqueles em paisagem fragmentada com 10% de matas remanescentes, a abundância de quatro das cinco espécies endêmicas comuns (*D. sublineatus*, *T. nigrita*, *E. russatus* e *B. soricinus*) foi freqüentemente mais alta nos sítios das paisagens com maior porcentagem de mata remanescente, enquanto a abundância de *Juliomys* spp. tendeu de ser freqüentemente mais alta nos sítios da paisagem com menor porcentagem de matas remanescentes (Tabela 4).

Dentre as quatro espécies ameaçadas raras que ocorreram nas paisagens fragmentadas, a abundância de uma delas (*M. kunsii*) foi freqüentemente mais alta nos sítios localizados na paisagem com menor porcentagem de mata, e a abundância de nenhuma delas foi freqüentemente mais alta nas paisagens com maior porcentagem de mata remanescente. Entre as três espécies ameaçadas comuns, a abundância de *G. microtarsus* tendeu de ser freqüentemente mais alta nos sítios da paisagem com 10% de remanescente, enquanto que a abundância das outras duas (*Monodelphis* spp. e *M. incanus*) foi freqüentemente mais alta nas paisagens com 50% e 30% de remanescente (Tabela 4).

Quando comparados os sítios localizados em paisagem fragmentada com 50% de matas remanescentes e aqueles em paisagem fragmentada com 30% de matas remanescentes, a abundância de uma das cinco espécies endêmicas comuns (*T. nigrita*) foi freqüentemente mais alta, e a abundância de uma (*B. soricinus*) tendeu a ser freqüentemente mais alta, nos sítios localizados na paisagem com 50% de remanescente. Nenhuma das quatro espécies ameaçadas raras que ocorreram nas paisagens fragmentadas apresentou variação de abundância significativa entre as paisagens de 30 e 50%. Já entre as três espécies ameaçadas comuns, a abundância de *G. microtarsus* foi freqüentemente mais alta nos sítios da paisagem com 30% de mata (Tabela 5).

CONTRASTE 5, 6 E 7: TAMANHO DOS FRAGMENTOS

Quando comparados os fragmentos grandes e pequenos localizados na paisagem fragmentada com 50% de matas remanescentes, a abundância de duas das cinco espécies comuns (*D. sublineatus* e *Juliomys* spp.) tendeu a ser freqüentemente mais alta nos fragmentos grandes (Tabela 6). A abundância de nenhuma das três espécies ameaçadas raras ou das três ameaçadas comuns que ocorreram na paisagem fragmentada com 50% de mata remanescente variou significativamente entre os fragmentos grandes e pequenos.

Quando comparados os fragmentos grandes e pequenos localizados na paisagem fragmentada com 30% de matas remanescentes, a abundância de uma das cinco espécies comuns (*B. soricinus*) foi freqüentemente mais alta nos fragmentos grandes (Tabela 7). A abundância de nenhuma das duas espécies ameaçadas raras ou das três ameaçadas comuns que ocorreram na paisagem com 30% de matas remanescentes variou significativamente entre fragmentos grandes e pequenos.

Não houve variação significativa de abundância entre fragmentos grandes e pequenos para a única espécie endêmica comum (*Juliomy* spp.), a única espécie ameaçada rara (*M. kunsii*) ou a única espécie ameaçada comum (*G. microtarsus*) que ocorreram na paisagem com 10% de matas remanescentes (Tabela 8).

DISCUSSÃO

PEQUENOS MAMÍFEROS DO PLANALTO ATLÂNTICO PAULISTA

Espécies raras são elementos comuns dentro das comunidades (Rabinowitz *et al.* 1986, Gaston 1994) e compreendem uma grande parcela da diversidade (Kunin & Gaston 1993). Contudo, o estudo de espécies raras é dificultado pelo baixo número de capturas, encontros ou visualizações, mesmo com o emprego de um grande esforço temporal e espacial de amostragem. Como consequência, é freqüente a exclusão das espécies mais raras nas análises ecológicas a fim de permitir o uso de testes estatísticos mais robustos, mesmo em estudos que visam avaliar a importância do atributo raridade na determinação da vulnerabilidade das espécies às atividades antrópicas (*e.g.* Davies *et al.* 2000).

Além disso, a classificação de uma espécie como rara deve ser feita com cautela, pois a raridade pode não ser real, mas causada por um viés de metodologia ou de amostragem. A raridade em termos de distribuição geográfica restrita pode ser resultado de um esforço amostral reduzido na área de ocupação da espécie (*e.g.* De-Lange & Norton 2004, Leite *et al.* 2006). Há amplas áreas inadequadamente amostradas no Brasil, e listas locais são geralmente incompletas, resultando em lacunas de conhecimento que dificultam a conservação e as iniciativas de manejo bem como as análises regionais (Voss & Emmons 1996, Costa *et al.* 2005). A raridade em termos de baixa abundância local pode também ser aparente, pois os valores de abundância ou densidade são fortemente influenciados pela probabilidade de captura, a qual por sua vez varia com o tipo de metodologia empregada. Por exemplo, o conhecimento atual sobre a diversidade e distribuição das espécies de pequenos mamíferos neotropicais é baseado principalmente em dados provenientes de amostragens com armadilhas de contenção; porém espécies anteriormente consideradas raras, como algumas espécies do gênero *Monodelphis* e *Brucepattersonius*, revelaram-se comuns quando amostradas com armadilhas de queda grandes (Umetsu *et al.* 2006), metodologia ainda pouco utilizada no Brasil para amostragem de pequenos mamíferos (Pardini 2004, Pardini *et al.* 2005).

Frente a este quadro, pouco se sabe sobre a história natural da maioria das espécies analisadas neste estudo, sendo inclusive a distribuição geográfica de algumas delas pouco conhecida. Afora trabalhos de sistemática, taxonomia, e análises citogenéticas, a maioria dos estudos ecológicos enfoca a assembléia de pequenos mamíferos como um todo, ou as espécies mais abundantes, e suas relações com a área do fragmento, e os diferentes habitats alterados de paisagens antropizadas (Castro & Fernandez 2004, Pardini 2004, Pardini *et al.* 2005), ou com características internas do habitat como a estrutura da vegetação e a disponibilidade de recursos (Malcolm 1995, Gentile & Fernandez 1999, Grelle 2003, Vieira & Monteiro-Filho 2003, Lambert *et al.* 2006). Estudos auto-ecológicos são raros mesmo para as espécies mais abundantes e bem distribuídas (*e.g.* Bergallo 1994, Bergallo & Magnusson 1999 e Vieira *et al.* 2003 para *E. russatus*).

É interessante notar que no Planalto Atlântico Paulista o número total de espécies encontrado nas paisagens fragmentadas foi o mesmo (33 espécies) encontrado nas paisagens contínuas. Apesar do maior esforço de amostragem empregado nas paisagens fragmentadas (50 contra 18 sítios de amostragem) que certamente levou a inclusão de uma maior heterogeneidade ambiental e amplitude espacial, favorecendo o encontro de um maior número de espécies (Ewers & Didham 2006, Tscharntke *et al.* 2002), estes resultados indicam que a diversidade γ (número total de espécies) pode não ser drasticamente afetada pela perda e fragmentação do habitat dada a ocorrência de espécies não endêmicas e introduzidas nas paisagens fragmentadas. De fato, as nove espécies exclusivas das paisagens contínuas são espécies recém descritas, raras e com forte associação a Mata Atlântica ou a biomas florestados, enquanto oito das nove espécies restritas às paisagens fragmentadas são espécies introduzidas como *Mus musculus*, ou espécies características de biomas abertos adjacentes à Mata Atlântica, como o Cerrado (*Calomys tener*, *Necomys* (= *Bolomys*) *lasiurus*, *Oxymycterus delator*, *Lutreolina crassicaudata* e *Monodelphis kunsii*). Este processo de diminuição da diversidade α (local) compensado pelo aumento da diversidade β (diferença da composição de espécies entre locais) parece ser um padrão usual em paisagens fragmentadas, segundo a revisão recente de Ewers & Didham (2006), e indica que estas paisagens são hiperdinâmicas (Laurance 2002).

QUALIDADE DA MATA CONTÍNUA

Nenhuma das espécies de pequenos mamíferos analisadas, independentemente do grau de ameaça ou de raridade, respondeu claramente a variação do estágio de regeneração das matas contínuas do Planalto Atlântico Paulista. Entretanto, vários estudos têm demonstrado que a abundância e a riqueza dos pequenos mamíferos neotropicais em geral aumentam em ambientes secundários e alterados (Fonseca 1989, Fonseca & Robinson 1990, Malcolm 1995, 1997, Pardini 2004, Lambert *et al.* 2006), o que tem sido atribuído à diminuição da pressão de predadores, ao aumento da heterogeneidade espacial, ao aumento da proteção devido ao adensamento da vegetação nos estratos inferiores ou ao aumento da abundância de recursos, especialmente da biomassa de insetos (Malcolm 1995, Terborgh *et al.* 2001, Lambert *et al.* 2006). Além disso, já foi observado que estes animais são afetados pela estrutura (complexidade e heterogeneidade) da mata (Fonseca 1989, Fonseca & Robinson 1990, Gentile & Fernandez 1999, Grelle 2003, Lambert *et al.* 2006), incluindo a densidade de folhagem nos diferentes estratos das florestas, que está fortemente associada ao estágio de regeneração da mesma (DeWalt *et al.* 2003), sendo que a maioria das espécies aumenta de abundância nos estágios mais iniciais de regeneração (Malcolm 1995, Pardini *et al.* 2005). Assim, é possível que o fato de não termos observado aumento de abundância de pequenos mamíferos nas florestas secundárias do Planalto Atlântico Paulista se deva a não termos analisado a assembléia como um todo, seja a riqueza e abundância da assembléia, ou todas as espécies da assembléia individualmente, como fazem a maior parte dos trabalhos citados anteriormente.

De qualquer maneira, segundo revisão recente sobre a recuperação da fauna ao longo do processo de regeneração de florestas tropicais (Dunn 2004) outros grupos animais, como aves e formigas, apresentam menor similaridade na composição das assembléias entre matas secundárias e maduras e desta forma constituiriam melhores indicadores da qualidade da mata do que os pequenos mamíferos (Gardner *et al.* 2008). Neste sentido, nossos resultados sugerem que as espécies de pequenos mamíferos listadas como ameaçadas de extinção não parecem ser mais fortemente afetadas pela qualidade da floresta do que as espécies comuns.

PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE HABITAT NA ESCALA DA PAISAGEM E DA MANCHA

Por outro lado, três aspectos da distribuição das espécies no Planalto Atlântico Paulista indicam não só que os pequenos mamíferos são fortemente afetados pela perda e fragmentação da Mata Atlântica, tanto na escala da paisagem quanto na escala das manchas de floresta, como também o efeito negativo destes processos é mais freqüente entre as espécies comuns do que entre as espécies ameaçadas. Em primeiro lugar, quatro das cinco espécies comuns (*T. nigrita*, *E. russatus*, *D. sublineatus* e *Juliomys* spp.), mas apenas três das seis espécies raras e ameaçadas (*M. ihering*, *A. ruschii* e *R. rufescens*) e apenas uma das três espécies comuns e ameaçadas (*Monodelphis* spp.), foram freqüentemente menos abundantes nas paisagens fragmentadas do que nas paisagens contínuas. Ao contrário, a abundância de uma espécie ameaçada e rara (*M. kunsii*) foi freqüentemente maior nas paisagens fragmentadas. Em segundo lugar, a comparação entre sítios localizados em paisagens fragmentadas com diferentes porcentagens de matas remanescente indicou que a abundância de quatro das cinco espécies comuns (*D. sublineatus*, *T. nigrita*, *E. russatus* e *B. soricinus*) e duas das três espécies ameaçadas comuns (*Monodelphis* spp. e *M. incanus*) foi freqüentemente mais alta nos sítios localizados nas paisagens com maior porcentagem de mata remanescente (30 e 50%). De modo contrário, duas espécies ameaçadas, uma rara (*M. kunsii*) e a outra comum (*G. microtarsus*), e de uma espécie comum (*Juliomys* spp.) foram freqüentemente mais abundantes na paisagem com 10% de remanescentes. Da mesma maneira, duas espécies comuns (*T. nigrita* e *B. soricinus*) foram freqüentemente mais abundantes na paisagem com 50% de remanescentes, enquanto a abundância de nenhuma das quatro espécies raras ameaçadas que correram nas paisagens fragmentadas variou entre as paisagens com 30 e 50 % de remanescente e a abundância de uma espécie comum e ameaçada (*G. microtarsus*) foi freqüentemente mais alta na paisagem com 30%. Em terceiro lugar, apenas espécies comuns responderam à perda de habitat na escala das manchas, sendo que a abundância de duas dessas espécies (*D. sublineatus* e *Juliomys* spp.) foi freqüentemente maior nos fragmentos grandes das paisagens com pelo menos 30% de matas remanescentes. No caso da dupla de espécies comuns das matas contínuas do Planalto Atlântico Paulista do gênero *Juliomys*, as únicas que apresentaram uma resposta positiva à fragmentação, a análise em conjunto pode ter mascarado a resposta individual das espécies. Os nove indivíduos coletados na paisagem fragmentada com 10% de matas remanescentes foram identificados como *Juliomys pictipes*, indicando

que esta espécie é mais tolerante a perda e fragmentação de habitat, enquanto que na paisagem fragmentada com 50% de matas remanescentes os dois indivíduos coletados foram identificados como *Juliomys ossitenuis*, indicando que esta espécie recém descrita (Costa *et al.* 2007) estaria mais fortemente associada a ambientes mais florestados, ocorrendo em matas contínuas e paisagens pouco fragmentadas.

Em uma análise de 20 experimentos com fragmentação de habitat, Debinski & Holt (2000) relataram haver falta de consistência nos resultados observados, principalmente em relação à expectativa teórica de aumento na abundância e na riqueza das espécies com o incremento no tamanho do fragmento. Nas florestas tropicais vários estudos encontraram redução de riqueza e/ou abundância de pequenos mamíferos com a diminuição da área do fragmento (Dunstan & Fox 1996 na Austrália, Goodman & Rakotondravony 2000 em Madagascar, Vargas & Simonetti 2004 na Bolívia, Pardini *et al.* 2005 no Brasil), mas alguns estudos não observaram este padrão (Malcolm 1991, 1995, 1997 e Pardini 2004 no Brasil). É possível que a falta de relação entre as variáveis da assembléia dos pequenos mamíferos e a redução do tamanho dos fragmentos se deva à alta porcentagem de habitat remanescente em algumas das paisagens estudadas. A porcentagem de habitat remanescente nas paisagens estudadas por Malcolm (1995, 1997) e Pardini (2004) estava acima do limiar (10-30%) proposto por Andrén (1994), acima do qual se espera que as características das manchas de habitat tenham pouca importância para a persistência das espécies. Outra importante conclusão de trabalhos que avaliaram os efeitos da fragmentação sobre os pequenos mamíferos é que as respostas são espécies-específicas. As espécies que respondem negativamente a fragmentação parecem ser as que apresentam intolerância a matriz de ambientes alterados do entorno (Laurance 1994, Lynam & Billick 1999, Castro & Fernandez 2004).

Ainda assim, nenhum trabalho realizado em florestas tropicais comparou as respostas das espécies ameaçadas e as das não ameaçadas frente aos efeitos da fragmentação, tampouco a respostas de pequenos mamíferos à proporção de habitat remanescente na escala da paisagem. Nossos dados mostram que as espécies comuns em matas contínuas respondem de forma mais congruente e negativamente à perda e fragmentação do habitat do que as espécies ameaçadas, as quais tanto podem não ser afetadas quanto ser positiva ou negativamente afetadas pela fragmentação. A variabilidade na resposta das espécies presentes nas listas de fauna ameaçada frente aos processos de perda e fragmentação do habitat, juntamente com a exclusão de espécies

comuns afetadas por esses processos, enfraquece o uso das listas vermelhas na tomada de decisão frente às políticas de conservação e no regulamento do desenvolvimento e da exploração dos recursos naturais. Possingham e colaboradores (2002) já apontaram para as limitações do uso das listas na determinação de prioridades de conservação e no regulamento do desenvolvimento e exploração de recursos naturais. Uma lista com espécies de difícil capturabilidade e que não respondem aos efeitos da fragmentação não tem condições de avaliar o real efeito dos empreendimentos sobre o meio ambiente. Na mesma linha, Goerck (1997) também chamou a atenção para o caráter conservador das listas, uma vez que deixam de fora espécies fora de perigo imediato, mas com declínio assegurado com a continuidade da fragmentação. A análise de algumas listas mostrou ainda que elas sub-representam espécies de difícil documentação como espécies em declínio e que não incluem todas as combinações de raridades como, por exemplo, espécies comuns com distribuição esparsa (McIntery 1992 para flora da Austrália, Goerck 1997 para aves da Mata Atlântica). Nesse mesmo sentido, a Nova Zelândia criou seu próprio sistema de classificação para lidar com o problema dos altos números de espécies naturalmente raras que abrigam (De-Lange & Norton 2004).

Entre as espécies de pequenos mamíferos comuns das matas contínuas, ameaçadas ou não, parece haver uma seqüência de perda de espécies com a diminuição da porcentagem de mata na escala da paisagem no Planalto Atlântico Paulista. *Eryoryzomys russatus* foi raro mesmo na paisagem com 50% de mata e *T. nigrita* preferiu os fragmentos grandes nesta paisagem e foi raro na paisagem com 30% de remanescentes. As demais espécies comuns nas matas contínuas (*D. sublineatus*, *B. soricinus*, *Monodelphis* spp. e *M. incanus*) foram relativamente comuns nas paisagens com 50 e 30% de mata remanescente, mas não foram encontradas na paisagem com 10% da mata remanescente. De fato, espécies dos gêneros *Oryzomys* (atualmente reorganizado em vários gêneros, incluindo *Euryoryzomys*) e *Thaptomys* estão associadas aos interiores de remanescentes grandes (>1.000 ha) de Mata Atlântica em uma região do nordeste do Brasil, onde diminuem em abundância em remanescentes menores (<100 ha), nas bordas dos remanescentes ou nos ambientes alterados da matriz do entorno (Pardini 2004). Outros trabalhos realizados em grandes extensões de Mata Atlântica madura indicam que espécies do gênero *Oryzomys* estão entre as mais comuns da assembléia (Bergallo 1994, Bergallo and Magnusson 1999, Vieira & Monteiro-Filho 2003, Pardini 2004), mas são raras ou ausentes em remanescentes pequenos de Mata Atlântica (Paglia *et al.* 1995, Stevens e Husband 1998, Pires *et al.* 2002). Da mesma

forma, Lovejoy *et al.* (1984) reportou que a espécie mais comum de pequeno mamífero, *Proechimys* sp., desapareceu dos fragmentos isolados com 1-10 ha na floresta Amazônica. Resultados semelhantes foram encontrados para a fauna de marsupiais arborícolas (Laurance 1990) e pequenos mamíferos (Laurance 1994) da Austrália e para os pequenos mamíferos na Tailândia (Lynam 1997). Esse padrão de diminuição e/ou desaparecimento em ambientes fragmentados de espécies outrora comuns em ambientes contínuos já foi relatado também para outros grupos animais (Karr 1982 para aves, Didham *et al.* 1998 para besouros).

Por outro lado, dentre as espécies ameaçadas raras do Planalto Atlântico Paulista, três (*M. iheringi*, *R. rufescens* e *A. ruschii*) são afetadas negativamente pela fragmentação, enquanto três (*B. breviceps*, *M. sorex* e *M. kunsii*) ou não respondem a fragmentação ou são mais comuns nas paisagens fragmentadas. *M. ihering* parece ser a espécie mais claramente afetada, pois apesar de ter sido capturada em número superior às demais espécies raras, não ocorreu em paisagens fragmentadas e não foi registrada em ambientes abertos da matriz. Por outro lado, *R. rufescens* e *A. ruschii* apesar de capturados em números baixos, foram registrados também nas paisagens fragmentadas e *R. rufescens* já foi capturado em área de agricultura na paisagem com 30% de matas remanescentes (F. Umetsu, dados não publicados). De fato, recentemente a distribuição de *R. rufescens* foi ampliada e foi sugerida a alteração de seus status de ameaça, de criticamente ameaçado para quase ameaçado (Leite *et al.* 2006). Entre as espécies raras e ameaçadas que não responderam à fragmentação ou responderam de forma positiva, *B. breviceps* aparenta ser muito raro no Planalto Atlântico Paulista, pois um único indivíduo foi capturado com um esforço de quase 24.000 armadilhas noite. Contudo, na região de Una, Bahia, *B. breviceps* foi capturado tanto no interior de mata contínua, quanto em fragmentos, bordas e capoeiras, o que mostra que a espécie apresenta de fato plasticidade à alteração e fragmentação do habitat (R. Pardini, dados não publicados). A espécie *M. kunsii* não é endêmica da Mata Atlântica nem está restrita a ambientes florestados e pode estar se beneficiando do desmatamento, pois foi encontrada na paisagem mais devastada e em um fragmento pequeno na paisagem com maior proporção de mata.

Teoricamente, populações pequenas de espécies raras são consideradas mais susceptíveis a extinção do que as espécies comuns (Gaston 1994). Contudo, pelo menos para comunidades de plantas parece existir um “trade off” entre a capacidade de dispersar e de competir (Tilman 1994, Tilman *et al.* 1994), isto é, as espécies raras

localmente são competidores fracos e por isso pouco abundantes, mas conseguem manter suas populações naturalmente pequenas por serem bons dispersores, o que permite a reprodução, mesmo que os indivíduos estejam distantes entre si. Assim, as espécies raras poderiam se beneficiar da susceptibilidade das espécies comuns (dispersores ruins) em paisagens fragmentadas (Didham *et al.* 1998). Vários trabalhos mostraram que a raridade como determinante de extinção é um atributo inconsistente (Karr 1982 para aves; Laurance 1990, 1991, 1994, Bently *et al.* 2000, Pardini 2001, Castro & Fernandez 2004 para pequenos mamíferos; Brashares *et al.* 2001 para carnívoros, primatas e ungulados africanos; Didham *et al.* 1998 para besouros). Além disso, a tolerância a ambientes alterados vizinhos as manchas de habitat têm se mostrado um atributo ecológico fundamental para a persistência das espécies em paisagens fragmentadas tanto para pequenos mamíferos na Austrália (Laurance 1991, 1994) e no Brasil (Castro & Fernandez 2004; Umetsu & Pardini 2007) quanto para aves, mamíferos e anfíbios na Amazônia brasileira (Gascon *et al.* 1999). Por outro lado, estudos conduzidos em ilhas, cercadas por ambiente inóspito para as espécies terrestres, enfatizam a importância da raridade natural e a estabilidade temporal da população (Karr 1982, Pimm *et al.* 1988). Segundo Laurance (1991, 1997), é possível que modelos de previsão de risco de extinção gerados a partir dos estudos em ilhas tenham superestimado a importância de atributos como raridade e estabilidade populacional e subestimado a importância da capacidade de dispersão e tolerância a matriz.

IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO

Primeiramente, nossos resultados sugerem que a raridade, estimada como a abundância natural em habitats contínuos, não é um atributo compartilhado por todas as espécies de pequenos mamíferos afetadas pela ação antrópica e, portanto, usado isoladamente, não é um bom indicador de risco de extinção. Outros estudos mostraram que a capacidade de dispersão e tolerância a matriz de ambientes alterados do entorno são igualmente importantes para avaliar o risco de extinção das espécies em ambientes fragmentados, o que é corroborado por nossos dados, já que as espécies abundantes em matas contínuas e mais claramente afetadas pela fragmentação não foram registradas nas áreas abertas da matriz. Em segundo lugar, nem todas as espécies de pequenos mamíferos que são afetadas negativamente pela perda e fragmentação da Mata Atlântica, considerada uma das maiores ameaças a biodiversidade deste bioma, encontram-se salva-guardadas em listas de fauna ameaçada, em particular as espécies

naturalmente abundantes e bem distribuídas em matas contínuas. Em terceiro lugar, a maioria das espécies de pequenos mamíferos que ocorrem na Mata Atlântica e estão contidas nas listas de fauna ameaçadas são espécies naturalmente raras, não necessariamente afetadas pela ação humana, e por esta razão não necessariamente indicam a integridade dos sistemas biológicos, enfraquecendo o potencial das listas vermelhas como ferramenta de planejamento das atividades antrópicas e monitoramento dos efeitos destas atividades.

Neste sentido, acreditamos que a inclusão de outros critérios para a classificação das espécies quanto ao grau de ameaça seja importante, principalmente nos trópicos, onde (1) faltam dados para que critérios quantitativos baseados em número e tamanho das populações sejam utilizados com precisão, e (2) a importância das listas vermelhas como ferramenta no planejamento das atividades antrópicas é ainda maior, visto que as fronteiras agrícolas e urbanas estão ainda em expansão nestas regiões (Fearnside 2001, Soares-Filho *et al.* 2006). As espécies florestais naturalmente abundantes e bem distribuídas que apresentem baixa tolerância a ambientes alterados e são afetadas pela perda e fragmentação de habitat, por serem bons indicadores da integridade dos sistemas florestais e capturadas com facilidade, podem ser usados como indicadores para monitorar áreas sob impacto humano. Já as espécies naturalmente raras e/ou com distribuição restrita, que são geralmente pouco capturadas pelos meios convencionais de amostragem, e não são necessariamente intolerantes aos ambientes alterados ou afetadas pela perda e fragmentação de habitats, dificilmente poderiam ser usadas como indicadoras da integridade dos ecossistemas. Entretanto, dada a distribuição geográfica restrita de muitas destas espécies a manutenção de seus habitats de ocorrência é vital para a permanência dessas espécies.

A fim de corrigir o viés de favorecimento de espécies raras das listas de fauna ameaçada e fortalecer o uso das listas a favor da conservação, propomos algumas alterações nos critérios das listas. Assim sugerimos que (1) os dois grupos de espécies ameaçadas (naturalmente raras *versus* afetadas pelas ações antrópicas) sejam distinguidos explicitamente nas listas vermelhas uma vez que demandam ações conservacionistas distintas (Goerck 1997) e tem diferentes potencialidades frente a questões de conservação e de regulamento de empreendimentos; (2) na ausência do número e tamanho de populações para a aplicação dos critérios da IUCN, outros critérios sejam incluídos nas listas para avaliar o status de ameaça das espécies mais comuns, como a resposta à perda e fragmentação do habitat e a especificidade ao

habitat, esta última avaliada tanto em escala espacial regional (endemismo) quanto em escala local (tolerância a matriz). A geração de mapas de distribuição das espécies com base em compilações e amostragens *in situ* (e.g. Carmignotto 2004) bem como estudos sobre a tolerância das espécies a alterações de seus habitats (Castro & Fernandez 2004, Umetsu & Pardini 2007, Naxara *et al.* submetido) são ferramentas fundamentais no auxílio da identificação das espécies mais susceptíveis as atividades antropogênicas. Dessa forma, não só fica assegurada a conservação daquelas espécies que tem sua persistência na natureza comprometida, como também restringe a exploração desordenada dos recursos frente à ausência de um planejamento racional de uso do espaço.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Akçakaya, H. R., Ferson, S., Burgman, M. A., Keith, D. A., Mace, G. M. & Todd, C. R. 2000. Making consistent IUCN classifications under uncertainty. *Conservation Biology* 14(4): 1001-1013.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- Bently, J. M, Catterall, C. P. & Smith, G. C. 2000. Effects of fragmentation of Araucarian Vieu forest on small mammal communities. *Conservation Biology* 14(4): 1075-1087.
- Bergallo, H. G. 1994. Ecology of small mammal community in an Atlantic Forest area in southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 29(4): 197-217.
- Bergallo, H. G. & Magnusson, W. E. 1999. Effects of climate and food availability on four rodent species in southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 80(2): 472-486.
- Brashares, J. S. 2001. Ecological, behavioral, and life-history correlates of mammal extinctions in West Africa. *Conservation Biology* 17(3): 733-743.
- Carmignotto, A. P. 2004. *Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais*. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Castro, E. B. V. & Fernandez, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119(1): 73-80.

- Cepagri 2007. CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. www.cpa.unicamp.br. Acessado em setembro de 2007.
- Costa, L. P. 2003. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. *Journal of Biogeography* 30(1): 71-86.
- Costa, L. P., Leite, Y. L. R., Mendes, S. L. & Ditchfield, A. D. 2005. Mammal conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19(3): 672-679.
- Costa, L. P., Pavan, S. E., Yuri-Leite, L. R. & Fagundes, V. 2007. A new species of *Juliomys* (Mammalia: Rodentia: Cricetidae) from the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Zootaxa* 1463: 21-37.
- Davies, K. F., Margules, C. R. & Lawrence, J. F. 2000. Which traits of species predict population declines in Experimental forest fragments? *Ecology* 81(5): 1450–1461.
- Debinski, D. M. & Holt, R. D. 2000. Review: a survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- DeWalt, S. J., Maliakal, S. K., Denslow, J. S. 2003. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management* 182(1-3): 139–151.
- Dunn, R. R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18(2): 302-309.
- Dunstan, C. E. & Fox, B. J. 1996. The effects of fragmentation and disturbance of rainforest on ground-dwelling small mammals on the Robertson Plateau, New South Wales, Australia. *Journal of Biogeography* 23(2): 187-201.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81(1): 117-142.
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. & Stork, N. E. 1998. Beetle species response to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68(3): 295–323.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34(1): 487-515.
- Feliciano, B. R., Fernandez, F. A. S., Freitas, D. & Figueiredo, M. S. L. 2002. Population dynamics of small rodents in a grassland between fragments of Atlantic Forest in southeastern Brazil. *Mammalian Biology* 67(5): 304-314.
- Fearnside, P. M. 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28 (1): 23–38.

- Fisher, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 265-280.
- Fleming, T. H. 1975. The role of small mammals in tropical ecosystems. In: F. B. Golley, K. Petrusiewicz, & L. Ryszkowski (eds.). *Small mammals: their productivity and population dynamics*. Pp: 269-298. Cambridge University Press.
- Fonseca, G. A. B. 1989. Small mammal species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia* 6(3): 381-422.
- Fonseca, G. A. B. & Robinson, J. G. 1990. Forest size and structure: competitive and predatory effects on small mammal communities. *Biological Conservation* 53(4): 265-294.
- Fonseca, G. A. B., Herrmann, G., Leite, Y. L. R., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B. & Patton, J. L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4: 1- 38.
- García, M. B. 2008. Life history and population size variability in a relict plant. Different routes towards long-term persistence. *Diversity and Distribution* 14(1): 106-113.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Overal, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Junior, M. A., Silva, M. N. F., Motta, C. S. & Peres, C. A. 2008. The cost effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters* 11(2): 139-150.
- Gascon, C., Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O., Malcolm, J. R., Stouffer, P. C., Vasconcelos H. L., Laurance, W. F., Zimmerman, B., Tocher M. & Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91(2-3): 223-229.
- Gaston, K. J. 1994. *Rarity*. Chapman & Hall, London.
- Gaston, K. J. & Fuller, R. A. 2007. Biodiversity and extinction: losing the common and the widespread. *Progress in Physical Geography* 31(2): 213-225.
- Gentile, R. & Fernandez, F. A. S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia* 63(1): 29-40.

- Gilpin, M. E. & M. E. Soulé. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In M. E. Soulé (ed.). *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Pp.19-34. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Goerck, J. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest of Brazil. *Conservation Biology* 11(1): 112-118.
- Gomes, N. 1991. *Revisão sistemática do gênero Monodelphis (Marsupialia)*. Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Goodman, S. M. & Rakotondravony, D. 2000. The effects of forest fragmentation and isolation on insectivorous small mammals (Lipotyphla) on the Central High Plateau of Madagascar. *Journal of Zoology* 250(2): 193-200.
- Grammont, P. C. & Cuarón, A. D. 2006. An Evaluation of Threatened Species Categorization Systems Used on the American Continent. *Conservation Biology* 20(1): 14-27.
- Grelle, C. E. V. 2003. Forest structure and vertical stratification of small mammals in a secondary Atlantic forest, southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 38(2): 81-85.
- Hartley, S. & Kunin, W. E. 2003. Scale dependency of rarity, extinction risk, and conservation priority. *Conservation Biology* 17(6): 1559-1570.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13(1): 207-251.
- IBAMA. 2003. Lista de espécies da Fauna Brasileira ameaçadas de Extinção. Anexo à Instrução Normativa N° 3, de 27 de maio de 2003 do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://ibama.gov.br>. Último acesso em 02 de maio de 2007.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN
- IUCN. 2003a. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ii + 26 pp.
- IUCN 2003b. 2003 IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <http://www.redlist.org>. Último acesso em 02 de maio de 2007.
- Karr, J. R. 1982. Population Variability and Extinction in the Avifauna of a Tropical Land Bridge Island. *Ecology* 63(6): 1975-1978.
- Keith, D. A. 1998. An evaluation and modification of world conservation union red list criteria for classification of extinction risk in vascular plants. *Conservation Biology* 12(5): 1076-1090.

- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fondo Cultura Economica, Mexico City.
- Kunin, W. E. & Gaston, K. J. 1993. The Biology of Rarity: Patterns, causes and consequences. *Tree* 8(8): 298-301.
- Lambert, T. D., Malcolm, J. R. & Zimmerman, B. L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87(4): 766-776.
- De-Lange, P. J. & Norton, D. A. 2004. The ecology and conservation of *Kunzea sinclairii* (Myrtaceae), a naturally rare plant of rhyolitic rock outcrops. *Biological Conservation* 117(1): 49-59.
- Laurance, W. F. 1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy* 71(4): 641-653.
- Laurance, W. F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in Australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5(1): 79-89.
- Laurance, W. F. 1994. Rainforest fragmentation and the structure of small mammal communities in Tropical Queensland. *Biological Conservation* 69(1): 23-32.
- Laurance, W. F. 1997. Responses of mammals to rainforest fragmentation in tropical Queensland: a review and synthesis. *Wildlife Research* 24(5): 603-612.
- Laurance, W. F. 1999. Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation* 91(2-3): 109-117.
- Laurance, W. F. 2002. Hyperdynamism in fragmented habitats. *Journal of Vegetation Science* 13(4): 595-602.
- Laurance, W. F., Bierregaard, R. O. 1997. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Leite, Y. L. R., Costa, L. P., Pavan, S. E., Pardini, R., Bueno, A. A., & Passamani, M.. 2006. Ampliação da distribuição geográfica e estado de conservação de *Rhagomys rufescens*. Livro de resumos. I Congresso sul-americano de mastozoologia. P. 78.
- Lewinsohn, T. M. & Prado, P. I. 2002. *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Editora Contexto. São Paulo.
- Lovejoy, T. E., Rankin, J. M., Bierregaard, R. O., Brown, K. S., Emmons, L. H. & Van der Voort, M. E. 1984. Ecosystem decay of Amazon forest fragments. In: M. H. Nitecki (ed.). *Extinctions*. Pp 295-325. University of Chicago Press, Chicago.
- Lynam, A. J. 1997. Rapid decline in small mammal diversity in monsoon evergreen forest fragment in Thailand. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical*

- forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Pp. 222-239 University of Chicago Press, Chicago, Illinois.
- Lynam, A. J. & Billick, I. 1999. Differential responses of small mammals to fragmentation in a Thailand tropical forest. *Biological Conservation* 91(2-3): 191-200.
- Mace, G. M. & Lande, R. 1991. Assessing extinction threats: toward a reevaluation of IUCN threatened species categories. *Conservation Biology* 5(2): 148-157.
- Malcolm, J. R. 1991. *The small mammals of Amazon forest fragments: pattern and process*. Ph.D. Dissertation, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Malcolm, J. R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (eds.). *Forest Canopies*. Pp. 179-197. Academic Press, San Diego, Califórnia.
- Malcolm, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Pp. 207-221. University of Chicago Press, Chicago.
- McIntyre, S. 1992. Risks associated with the setting of conservation priorities from rare plant species lists. *Biological Conservation* 60(1): 31-37.
- Meyers, N. 1997. Florestas e suas espécies: sumindo, sumindo ...? In: E. O. Wilson & F. M. Peter (eds.). *Biodiversidade*. Pp. 36- 45. Editora Nova Fronteira S. A. Rio de Janeiro.
- Montgomery, D. C. 2001. *Design and Analysis of Experiments*. John Wiley, New York.
- Naxara, L., Kubic, T. M. & Pardini, R. (submetido). Importância de corredores para a fauna - pequenos mamíferos em manchas de floresta, matriz do entorno e elementos lineares em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica. *Conservation Biology*.
- Nowak, R. M. 1999. *Walker's mammals of the world*. Volume 2. Sixth edition. John Hopkins University Press, Baltimore, Maryland, USA.
- O'Grady, J., Burgman, M. A., Keith, D. A., Master, L. L., Andelman, S. J., Brook, B. W., Hammerson, G. A., Regan, T. & Frankham, R. 2004. Correlation among extinction risks assessed by different systems of threatened species categorization. *Conservation Biology* 18(6): 1624-1635.
- Oliveira-Filho, A. T., Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.

- Paglia, A. P., Marco, P., Costa, F. M., Pereira, R. F. & Lessa, G. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12(1): 67-79.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13(1): 2567-2586
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto, R. & Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124(2): 253-266.
- Percequillo, A. R., Gonçalves, P. R. & Oliveira, J. A. 2004. The rediscovery of *Rhagomys rufescens* (Thomas, 1886), with a morphological redescription and comments on its systematic relationships based on morphological and molecular (cytochrome b) characters. *Z. Säugetierkunde – Journal of Mammalian Biology* 69 (4): 238-257.
- Pimm, S. L.; Lee Jones, H.; Diamond, J. (1988). On the Risk of Extinction. *The American Naturalist* 132(6): 757-785.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. & Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108(2): 229-237.
- Ponçano, W. L., Carneiro, C. D. R., Bistrichi, C. A., Almeida, F. F. M. e Prandini, F. L. 1981. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. São Paulo, IPT (IPT, Monografias, 5). Escala: 1:1 000 000.
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Master L. L. & Keith, D. A. 2002. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution* 17(11): 530-507.
- Rabinowitz, D., Cairns, S. & Dillon, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In: Soulé, M. E. (Ed) *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Pp. 182–204. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- Regan, T. J., Burgman, M. A., McCarthy, M. A., Master, L. L., Keith, D. A., Mace, G. M. & Andelman, S. J. 2005. The Consistency of Extinction Risk Classification Protocols. *Conservation Biology* 19(6): 1969-1977.
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A. & Lima, I. P. 2006 *Mamíferos do Brasil*. Londrina. Paraná.

- Robbirt, K. M., Roberts, D. L. & Hawkins, J. A. 2006. Comparing IUCN and probabilistic assessments of threat: do IUCN red list criteria conflate rarity and threat? *Biodiversity and Conservation* 15(6): 1903–1912.
- Ross, J. L. S., Moroz, I. C. 1997. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000. FFLCH-USP. IPT e FAPESP. São Paulo.
- Silva, R. C., Percequillo, A. R., Ximenes, G. E. & Vivo, M. 2003. New distributional records of *Blarinomys breviceps* (Winge, 1888) (Sigmodontinae, Rodentia). *Mammalia* 67(1): 147-152.
- Slade, N. A. & Blair, S. M. 2000. An empirical test of using counts of individuals as indices of population size. *Journal of Mammalogy* 81(4): 1035–1045.
- Soares-Filho, B. S., Nepstad, D. C., Curran, L. M., Cerqueira, G. C., Garcia, R. A., Ramos, C. A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P. & Schlesinger, P. 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature* 440(7083): 520-523.
- Stevens, S. M. & Husband, T. P. 1998. The influence of edge on small mammals: evidence from Brazilian Atlantic Forest fragments. *Biological Conservation* 85(1): 1-8.
- StatSoft, Inc. 2001. STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.
- Terborgh, J., Lopez, L. Nuñez, P., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G. H. Lambert, T. D. & Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294(5548): 1923-1926.
- Tilman, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology* 75(1): 2-16.
- Tilman, D., May, M. R., Lehman, L. & Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371(6492): 65-66.
- Tscharntke, T., Steffan-Dewenter, I., Kruess, A. & Thies, C. 2002. Contribution of Small Habitat Fragments to Conservation of Insect Communities of Grassland-Cropland Landscapes. *Ecological Applications* 12(2): 354-363.
- Umetsu, F., Naxara, L. & Pardini, R. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87(4): 757-765.
- Umetsu, F. & Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. *Landscape Ecology* 22(4): 517-530.

- Vargas, J. & Simonetti, J. A. 2004. Small mammals in a tropical fragmented landscape in Beni, Bolivia. *Mammalian Biology* 69(1): 65-69.
- Vieira, E. M. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2003. Vertical stratification of small mammals in the Atlantic Rainforest of south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 19(5): 501–507.
- Vieira, M. V., Faria, D., Fernandez, F., Ferrari, S., Freitas, S., Gaspar, D. A., Moura, R., Olifiers, N., de Oliveira, P. P., Pardini, R., Pires, A., Ravetta, A., de Mello, M. A. R., Ruiz, C., Setz, E., 2003. Mamíferos. In: D. M. Rambaldi & D. A. S. Oliveira (eds.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Pp.125-151. MMA/SBF, Brasília.
- Voss, R. S. & Emmons, L. H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforest: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230:1-117.
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In: M. E. Soulé & B. A. Wilcox. (eds.). *Conservation Biology: an evolutionary ecological perspective*. Pp. 95-117. Sunderland, Sinauer.
- Zar, J. H. 1994. *Biostatistical analysis*. 4th edition. Prentice Hall.

Tabela 1. Número de indivíduos capturados, número de sítios em que ocorreram, classificação quanto ao endemismo, tolerância a ambientes abertos da matriz de entorno e grau de ameaça (CR = criticamente em perigo, EP = em perigo, VU = vulnerável, NT = baixo risco-quase ameaçado) das 42 espécies de pequenos mamíferos nas paisagens contínuas e fragmentadas do Planalto Atlântico Paulista.

	Endêmicos	Matriz	Status	3 paisagens contínuas		3 paisagens fragmentadas	
	Florestais		IUCN ^a /IBAMA ^b	Indivíduos	Sítios (18)	Indivíduos	Sítios (50)
<i>Oligoryzomys nigripes</i>		x		178	18	731	49
<i>Delomys sublineatus</i> *	x			157	17	172	31
<i>Akodon montensis</i>		x		152	13	265	47
<i>Thaptomys nigrita</i> *	x			141	15	25	12
<i>Marmosops incanus</i> *	x	x	NT	132	17	367	34
<i>M. americana</i> ^a / <i>scalops</i> ^b *	^{a/b} x		^a VU ^b NT	105	17	140	28
<i>Euryoryzomys russatus</i> *	x			101	18	16	9
<i>Juliomys pictipes/ ossitenuis</i> *	x			91	17	26	17
<i>Brucepattersonius soricinus</i> *	x			74	12	146	27
<i>Akodon serrensis</i>	x			59	6	3	2
<i>Monodelphis iheringi</i> *	x		NT	42	11		
<i>Didelphis aurita</i>	x	x		33	8	122	35
<i>Sooretamys (=Oryzomys) angouya</i>	x			27	11	138	35
<i>Marmosops paulensis</i>	x			23	6		
<i>Oryzominae</i> sp. nova	x			21	7		
<i>Gracilinanus microtarsus</i> *	x		NT	19	10	84	37
<i>Abrawayaomys ruschii</i> *	x		EP	9	6	1	1
<i>Philander frenatus</i>	x	x		9	6	7	2
<i>Delomys dorsalis</i>	x			8	4		
<i>Monodelphis</i> sp	x			8	6	2	2

	Endêmicos	Matriz	Status	3 paisagens contínuas		3 paisagens fragmentadas	
	Florestais		IUCN ^a /IBAMA ^b	Indivíduos	Sítios (18)	Indivíduos	Sítios (50)
<i>Phyllomys nigrispinus</i>	x			7	6	9	9
<i>Metachirus nudicaudatus</i>	x	x		4	2		
<i>Oecomys gr. catherinae</i>	?			4	1		
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>	x			4	4	10	5
<i>Rhagomys rufescens</i> *	x	x	CR/VU	4	4	1	1
<i>Rhipidomys sp. nova</i>	x			4	4		
<i>Nectomys squamipes</i>		x		2	2	3	3
<i>Oligoryzomys flavescens</i>		x		2	1	26	15
<i>Oxymycterus rufus</i>				2	2	13	9
<i>Blarinomys breviceps</i> *	x		NT	1	1		
<i>Euryzygomatomys spinosus</i>	x			1	1		
<i>Bibimys labiosus</i>						3	3
<i>Necromys (=Bolomys) lasiurus</i>		x				13	6
<i>Calomys tener</i>		x				21	17
<i>Lutreolina crassicaudata</i>						2	2
<i>Micoureus paraguayanus</i>	x	x				9	4
<i>Monodelphis kunsii</i> *			EP			19	12
<i>Monodelphis sorex</i> *	x		VU			7	5
<i>Mus musculus</i>		x				2	1
<i>Oxymycterus delator</i>						1	1
Número de indivíduos	2104			1424		2384	
Número de espécies	25	13	10	31		31	

* espécies analisadas neste estudo

Tabela 2. Mediana e desvio do quartil da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nas matas contínuas (CM + CS) e matas fragmentadas (F50-G + F50-P + F30-G + F30-P + F10-G + F10-P) no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	CM + CS , n= 18			F50-G + F50-P + F30-G + F30-P + F10-G + F10-P, n= 50			Teste da mediana		
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	X ²	P
Espécies endêmicas comuns									
<i>Delomys sublineatus</i>	10 (55)	7.00	5.00	16 (32)	3.00	3.00	4.00	3.10	0.077
<i>Thaptomys nigrita</i>	15 (83)	5.50	7.00	12 (24)	0.00	0.00	0.00	19.46	<0.001
<i>Euryoryzomys russatus</i>	18 (100)	5.00	1.50	9 (18)	0.00	0.00	0.00	37.17	<0.001
<i>Juliomys</i> spp.*	17 (94)	3.00	3.00	17 (34)	0.00	0.50	5.00	19.34	<0.001
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	10 (55)	2.00	4.00	22 (44)	1.00	2.00	1.00	0.71	0.399
Espécies ameaçadas									
<i>Marmosops incanus</i>	6 (33)	6.00	4.00	26 (52)	7.00	5.50	6.00	1.85	0.173
<i>Monodelphis</i> spp.*	13 (72)	4.00	3.00	21 (42)	1.00	2.00	1.50	4.84	0.027
<i>Monodelphis iheringi</i>	11 (61)	1.00	1.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	36.45	<.001
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	6 (33)	1.00	1.00	17 (34)	1.00	1.00	1.00	0.00	0.959
<i>Abrawayaomys ruschii</i>	6 (33)	0.00	0.50	1 (2)	0.00	0.00	0.00	14.07	0.000
<i>Rhagomys rufescens</i>	4 (22)	0.00	0.00	1 (2)	0.00	0.00	0.00	7.94	0.004
<i>Blarinomys breviceps</i>	1 (5)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	2.81	0.093
<i>Monodelphis kunsii</i>	0 (0)	0.00	0.00	12 (24)	0.00	0.00	0.00	5.24	0.022
<i>Monodelphis sorex</i>	0 (0)	0.00	0.00	5 (10)	0.00	0.00	0.00	1.94	0.163

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*, *Monodelphis americana* e *M. scalops*.

Tabela 3. Mediana e desvio do quartil da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nas matas contínuas maduras (CM) e matas contínuas secundárias (CS) no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	CM, n=9			CS, n=9			Teste de Mediana	
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	Fisher p
Espécies endêmicas comuns								
<i>Delomys sublineatus</i>	3 (33)	4.00	6.00	4 (44)	7.00	4.00	7.00	1.000
<i>Thaptomys nigrita</i>	6 (66)	8.00	9.50	3 (33)	4.00	3.00	5.50	0.346
<i>Euryoryzomys russatus</i>	3 (33)	5.00	1.00	4 (44)	5.00	2.00	5.00	1.000
<i>Juliomys</i> spp.*	5 (55)	5.00	2.50	3 (33)	2.00	3.00	0.90	0.637
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	4 (44)	0.00	4.00	4 (44)	2.00	4.00	2.00	1.000
Espécies ameaçadas								
<i>Marmosops incanus</i>	1 (11)	4.00	2.50	5 (55)	8.00	6.00	6.00	0.131
<i>Monodelphis</i> spp.*	5 (55)	6.00	2.50	4 (44)	3.00	2.50	4.00	1.000
<i>Monodelphis iheringi</i>	4 (44)	1.00	2.50	1 (11)	1.00	0.50	1.00	0.294
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	3 (33)	1.00	1.00	3 (33)	0.00	1.00	1.00	1.000
<i>Abrawayaomys ruschii</i>	2 (22)	0.00	0.00	4 (44)	0.00	0.50	0.00	0.619
<i>Rhagomys rufescens</i>	2 (22)	0.00	0.00	2 (22)	0.00	0.00	0.00	1.000
<i>Blarinomys breviceps</i>	1 (11)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	1.000

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*, *Monodelphis americana* e *M. scalops*.

Tabela 4. Mediana e desvio do quartil da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nas paisagens fragmentadas com maior proporção de mata (F50-G + F50-P + F30-G + F30-P) e na paisagem com menor proporção de mata (F10-G + F10-P) no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	F50-G + F50-P + F30-G + F30-P, n = 35			F10-G + F10-P, n = 15			Teste de Mediana		
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	X ²	P
Espécies endêmicas comuns									
<i>Delomys sublineatus</i>	22 (62)	4.00	2.50	0 (0)	0.00	0.00	3.00	16.83	<0.001
<i>Thaptomys nigrita</i>	12 (34)	0.00	0.50	0 (0)	0.00	0.00	0.00	6.76	0.009
<i>Euryoryzomys russatus</i>	9 (25)	0.00	0.50	0 (0)	0.00	0.00	0.00	4.70	0.031
<i>Juliomys</i> spp.*	9 (25)	0.00	0.50	8 (53)	1.00	0.50	0.00	3.56	0.058
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	22 (62)	3.00	2.50	0 (0)	0.00	0.00	1.00	16.83	<0.001
Espécies ameaçadas									
<i>Marmosops incanus</i>	23 (65)	10.00	3.50	0 (0)	0.00	0.00	7.00	18.25	<0.001
<i>Monodelphis</i> spp.*	21 (60)	3.00	2.50	0 (0)	0.00	0.00	1.00	15.51	<0.001
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	9 (25)	1.00	0.50	8 (22)	2.00	2.50	1.00	3.56	0.058
<i>Abrawayaomys ruschii</i>	1 (3)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	0.43	0.508
<i>Rhagomys rufescens</i>	1 (3)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	0.44	0.508
<i>Monodelphis kunsii</i>	1 (3)	0.00	0.00	11 (31)	1.00	1.00	0.00	28.59	<0.001
<i>Monodelphis sorex</i>	5 (14)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	2.38	0.122

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*, *Monodelphis americana* e *M. scalops*.

Tabela 5. Mediana e desvio do quartil da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nas paisagens fragmentadas com 50% de mata (F50-G + F50-P) e na paisagem com 30% de mata (F30-G + F30-P) no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	F50-G + F50-P, n = 15			F30-G + F30-P, n = 20			Teste de Mediana		
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	X ²	P
Espécies endêmicas comuns									
<i>Delomys sublineatus</i>	5 (33)	4.00	3.00	11 (55)	5.00	2.00	4.00	1.62	0.202
<i>Thaptomys nigrita</i>	9 (60)	1.00	1.00	3 (15)	0.00	0.00	0.00	7.70	0.005
<i>Euryoryzomys russatus</i>	4 (26)	0.00	0.50	5 (25)	0.00	0.25	0.00	0.01	0.911
<i>Juliomys</i> spp.*	5 (33)	0.00	0.50	4 (20)	0.00	0.00	0.00	0.79	0.371
<i>Bucepattersonius soricinus</i>	9 (60)	5.00	4.00	6 (30)	2.00	2.00	3.00	3.15	0.075
Espécies ameaçadas									
<i>Marmosops incanus</i>	8 (53)	11.00	5.00	8 (40)	10.00	2.75	10.00	0.61	0.433
<i>Monodelphis</i> spp.*	8 (53)	5.00	5.00	6 (30)	2.50	1.50	3.00	1.94	0.163
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	1 (6)	1.00	0.50	8 (40)	1.00	0.50	1.00	4.98	0.025
<i>Abrawayaomys ruschii</i>	1 (6)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	1.37	0.241
<i>Rhagomys rufescens</i>	0 (0)	0.00	0.00	1 (5)	0.00	0.00	0.00	0.77	0.379
<i>Monodelphis kunsii</i>	1 (6)	0.00	0.00	0 (0)	0.00	0.00	0.00	1.37	0.241
<i>Monodelphis sorex</i>	3 (20)	0.00	0.00	2 (10)	0.00	0.00	0.00	0.70	0.402

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*, *Monodelphis americana* e *M. scalops*.

Tabela 6. Mediana e desvio do quartil da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nos sítios grandes (F50-G) e pequenos (F50-P) na paisagem fragmentada com 45% de mata no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	F50-G, n = 4			F50-P, n = 11			Teste de Mediana	
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	Fisher p
Espécies endêmicas comuns								
<i>Delomys sublineatus</i>	3 (75)	6.50	5.00	2 (18)	4.00	1.50	4.00	0.076
<i>Thaptomys nigrita</i>	2 (50)	3.00	2.50	4. (36)	1.00	1.00	1.00	1.000
<i>Euryoryzomys russatus</i>	1 (25)	0.00	0.25	3 (27)	0.00	0.50	0.00	1.000
<i>Juliomys</i> spp.*	3 (75)	1.00	0.50	2 (18)	0.00	0.00	0.00	0.076
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	4 (100)	11.00	4.00	2 (18)	3.00	2.00	5.00	0.011
Espécies ameaçadas								
<i>Marmosops incanus</i>	2 (50)	11.00	5.50	5 (45)	11.00	5.00	11.00	1.000
<i>Monodelphis</i> spp.*	3 (75)	8.50	3.25	4 (36)	1.00	5.00	5.00	0.282
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0 (0)	0.50	0.50	1 (9)	1.00	0.00	1.00	1.000
<i>Abrawayaomys ruschii</i>	0 (0)	0.00	0.00	1 (9)	0.00	0.00	0.00	1.000
<i>Monodelphis kunsii</i>	0 (0)	0.00	0.00	1 (9)	0.00	0.00	0.00	1.000
<i>Monodelphis sorex</i>	0 (0)	0.00	0.00	3 (27)	0.00	0.50	0.00	0.516

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*, *Monodelphis americana* e *M. scalops*.

Tabela 7. Mediana e desvio do quartil da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nos sítios grandes (F30-G) e pequenos (F30-P) na paisagem fragmentada com 30% de mata no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	F30-G, n = 7			F30-P, n = 13			Teste de Mediana	
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	Fisher <i>p</i>
Espécies endêmicas comuns								
<i>Delomys sublineatus</i>	5. (71)	6.00	3.00	4 (31)	4.00	2.00	5.00	0.101
<i>Thaptomys nigrita</i>	2 (28)	0.00	0.50	1 (7)	0.00	0.00	0.00	0.270
<i>Euryoryzomys russatus</i>	3 (42)	0.00	1.50	2 (15)	0.00	0.00	0.00	0.289
<i>Juliomys</i> spp.*	1 (14)	0.00	0.00	3 (23)	0.00	0.00	0.00	1.000
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	6 (54)	5.00	2.50	2 (15)	1.00	1.00	2.00	0.004
Espécies ameaçadas								
<i>Marmosops incanus</i>	4 (36)	11.00	3.50	4 (31)	7.00	3.00	10.00	0.356
<i>Monodelphis</i> spp.*	3 (42)	2.00	1.50	7 (54)	3.00	1.50	2.50	0.674
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	4 (36)	2.00	1.50	4 (31)	1.00	0.50	1.00	0.250
<i>Rhagomys rufescens</i>	0 (0)	0.00	0.00	1 (7)	0.00	0.00	0.00	1.000
<i>Monodelphis sorex</i>	0 (0)	0.00	0.00	2 (15)	0.00	0.00	0.00	0.521

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*, *Monodelphis americana* e *M. scalops*.

Tabela 8. Mediana e desvio do quartil (DQ) da abundância, número e percentagem (entre parênteses) de sítios em que a abundância foi maior do que a mediana geral, e resultados do teste da mediana para espécies endêmicas comuns e espécies ameaçadas nos sítios grandes (F10-G) e pequenos (F10-P) na paisagem fragmentada com 10% de mata no Planalto Atlântico Paulista.

Variáveis	F10-G, n = 4			F10-P, n = 11			Teste de Mediana	
	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Sítios (%)	Mediana	Desvio do quartil	Mediana geral	Fisher <i>p</i>
Espécies endêmicas comuns								
<i>Juliomys</i> spp.*	1 (25)	0.50	1.00	2 (18)	1.00	0.50	1.00	1.000
Espécies ameaçadas								
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	2 (50)	2.50	2.00	5 (45)	1.00	2.50	2.00	1.000
<i>Monodelphis kunsii</i>	2 (50)	2.00	1.25	3 (27)	1.00	1.00	1.00	0.560

**Juliomys pictipes* e *J. ossitenuis*.

Figura 1. Distribuição dos remanescentes florestais nativos (cinza) e localização das paisagens fragmentadas e contínuas estudadas no Planalto Atlântico Paulista. (1) paisagens fargmentada (10% de remanescentes) e contínua em Ribeirão Grande e Capão Bonito, (2) paisagens fragmentada (45% de remanescentes) e contínua em Tapiraí e Piedade e (3) paisagem fragmentada (30% de remanescentes) e contínua em Cotia e Ibiúna. Pontos - sítios amostrados.

CAPÍTULO 3

O contexto importa? Efeito da área de fragmentos florestais sobre a assembléia de pequenos mamíferos em paisagens com diferentes proporções de Mata Atlântica remanescente

O contexto importa? Efeito da área de fragmentos florestais sobre a assembléia de pequenos mamíferos em paisagens com diferentes proporções de Mata Atlântica remanescente

ABSTRACT

Simulations of patterns and geometry of landscapes with decreasing proportion of habitat demonstrate that the relationship between patch characteristics and the amount of habitat in the landscape are non-linear and that area and isolation change rapidly near critical proportions of decreasing habitat. Based on these results, the existence of a fragmentation threshold, defined as the amount of habitat in the landscape (10-30%) below which patch size interact synergistically with habitat loss leading to a faster decrease in the population size or number of species, was suggested a decade ago, but it was rarely investigated in tropical forests. Here, we investigate the influence of (1) context (landscape) and (2) patch size on the richness and abundance of endemic and non-endemic small mammals, using a standardized sampling of 50 sites distributed in three 10.000-ha landscapes with different proportions of remaining Atlantic Forest, 50%, 30% and 10%. By analyzing the plausibility of eight regression models, which express alternative theoretical hypothesis about the importance of the context and patch area, we investigate if the positive influence of patch area was stronger (1) for endemic species and (2) in the landscape within the superior limit of the fragmentation threshold, since in a context of high proportion of remnants, small and large patches could harbor viable populations, and in a context of low proportion of remnants, sensitive species would have gone extinct. Except for the non-endemic species richness, the models including context were the most plausible hypothesis to describe small mammal richness and abundance variations. As expected, the positive influence of patch area was more important in the landscape with 30% of remnants for the majority of the endemic small mammals, whereas the models including patch area were not among the most plausible ones for the non-endemic species. Our data corroborate the existence of a fragmentation threshold and point out that, although thresholds vary among species, it is possible to identify groups with similar response to habitat loss and fragmentation, directing management and conservation policies. This research points out (1) the importance of conservation strategies at large spatial scales and (2) the possibility of

maintenance of an important portion of endemic small mammal diversity in fragmented landscapes.

RESUMO

Simulações dos padrões e geometria das paisagens com proporção decrescente de habitat demonstraram que as relações entre as características das manchas de habitat e a quantidade de habitat remanescente na paisagem são não lineares e que o tamanho e o isolamento dos remanescentes mudam rapidamente a partir de proporções críticas de perda de habitat na paisagem. Com base nestes resultados, a existência de um limiar de fragmentação, definido como a quantidade de habitat na escala da paisagem (10-30%) abaixo da qual o tamanho do fragmento interage sinergeticamente com a perda de habitat levando a uma acentuada diminuição no tamanho da população ou no número de espécies, foi proposto há mais de uma década, mas raramente investigado nas florestas tropicais. Aqui, investigamos a influência (1) do contexto (paisagem) e (2) da área do fragmento sobre a riqueza e abundância de espécies endêmicas e não-endêmicas de pequenos mamíferos, através da amostragem padronizada de 50 fragmentos distribuídos em três paisagens de 10.000 ha com diferentes proporções de remanescentes de Mata Atlântica, 50%, 30% e 10%. A partir da avaliação da plausibilidade de oito modelos de regressão, que expressam hipóteses teóricas alternativas da importância do contexto e da área dos fragmentos, investigamos se a influência positiva da área das manchas de floresta é mais forte (1) para as espécies endêmicas e (2) na paisagem próxima ao limite superior do limiar de fragmentação, já que em contexto de muita mata remanescente, fragmentos pequenos e grandes poderiam abrigar populações viáveis, e em contexto de pouca mata remanescente, espécies sensíveis já teriam desaparecido. Com exceção da riqueza de espécies não-endêmicas, modelos que incluem o contexto foram as hipóteses mais plausíveis para descrever a variação da riqueza e abundância das espécies de pequenos mamíferos. Como esperado, a influência positiva da área do fragmento foi mais importante na paisagem com 30% de floresta para a maioria das espécies de pequenos mamíferos endêmicos, enquanto que os modelos que incluem a influência da área do fragmento não estiveram entre os mais plausíveis para as espécies não-endêmicas. Nossos resultados corroboram a existência de um limiar de fragmentação e indicam que, ainda que os limiares variem entre espécies, é possível identificar grupos com respostas semelhantes à perda e fragmentação do habitat, auxiliando as políticas de manejo e conservação. Este trabalho demonstra (1) a importância de estratégias de

conservação em escalas amplas e (2) a possibilidade de manutenção de uma considerável parcela da diversidade de pequenos mamíferos endêmicos em paisagens fragmentadas.

Palavras-chaves – perda de habitat, limiar de fragmentação, conectividade, Biogeografia de Ilhas, escala espacial, endemismo, vulnerabilidade, floresta tropical.

INTRODUÇÃO

O estudo dos efeitos da fragmentação de habitats teve suas raízes na teoria de Biogeografia de Ilhas (MacArthur & Wilson 1967), que enfatiza o tamanho da ilha e a distância da mesma ao continente como determinantes da riqueza de espécies (Fahrig 2003, Ewers & Didham 2006). Entretanto, o acúmulo de dados empíricos mostrou uma série de inconsistências entre dados empíricos e teoria, ou seja, uma grande variabilidade nas respostas a fragmentação de habitats continentais (ver revisões em Bowers & Matter 1997, Bender *et al.* 1998, Debinski & Holt 2000, Connor *et al.* 2000, Watling & Donnelly 2006). Além da área e da distância, a natureza da paisagem que circunda as manchas de habitat parece ser fundamental para explicar a persistência de populações ou espécies em paisagens fragmentadas (Fahrig 2001, 2003, Haila 2002, Ewers & Didham 2006, Bennet *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007). Os processos ecológicos em remanescentes são influenciados de várias formas por interações diretas com remanescentes circundantes (Haila 2002). As chances de recolonização por indivíduos dispersores vindos de remanescentes próximos (efeito resgate), por exemplo, são maiores do que em ilhas oceânicas (Ewers & Didham 2006). Assim, o papel da quantidade e arranjo espacial do habitat remanescente tornou-se foco de inúmeros estudos e as relações entre as características das manchas de habitat remanescente e a perda de habitat na paisagem foram estudadas por meio de modelos neutros em paisagens simuladas com base na teoria da percolação, desenvolvida originalmente para estudo do fluxo de fluídos sobre materiais porosos (Gardner *et al.* 1987, Gustafson & Parker 1992, Turner *et al.* 2001).

Uma paisagem ou rede de habitat e não-habitat pode ser formada por escolha de pixels alocados como habitat ao acaso com probabilidade p , a qual corresponde à porcentagem de habitat presente na paisagem ou rede. Assim, o número, o tamanho e a forma dos agrupamentos de habitat mudam em função de p . À medida que p aumenta, a teoria da percolação prevê que as características dos agrupamentos mudam rapidamente perto da probabilidade crítica, $p_c = 0,5928$, quando o maior agrupamento tende a cruzar a paisagem (rede) de um lado a outro; isto é, passa a haver continuidade espacial no habitat e, portanto, maior conectividade. Embora a proporção ocupada da paisagem aumente diretamente com p , o número máximo de agrupamentos ou manchas de habitat ocorre em $p = 0,3$. Abaixo desse valor, os agrupamentos são pequenos e espaçados. Acima, a adição de habitat une os agrupamentos em poucas e grandes manchas (Gardner *et al.* 1987, Gustafson & Parker 1992, Wiens *et al.* 1997, Turner *et al.* 2001).

Esses trabalhos demonstraram que as relações entre as características das manchas de habitat como o número, tamanho e distância ao vizinho mais próximo e a quantidade de habitat remanescente na paisagem são não lineares. Quando acima de 80% de habitat remanescente, quase todo o habitat é contínuo. Ele se parte de modo abrupto em várias manchas ao redor de 60%. Contudo, com mais de 40% de habitat, nenhuma mancha está de fato isolada, pois estão bastante próximas entre si. Isso ocorre abaixo de 10%, quando há um aumento exponencial na distância entre manchas (Gardner *et al.* 1987, Gustafson & Parker 1992, Andrén 1994, Fahrig 2003). Contudo, os valores de limiares encontrados em paisagens simuladas não podem ser extrapolados diretamente para paisagens reais, pois dependem da dimensão linear do mapa gerado e das regras de vizinhança entre pixels. Além disso, a comparação da distribuição cumulativa de frequência dos tamanhos de agrupamentos (manchas) mostra que o número de manchas de habitat em paisagens reais é frequentemente mais baixo do observado em paisagens simuladas aleatoriamente. Isso indica uma tendência à agregação de manchas de habitat em paisagens reais e sugere que o limiar de percolação poderia ser menor do que o valor teórico (Gardner *et al.* 1987). Contudo, a conclusão comum a todos esses modelos é de que o tamanho e o isolamento dos remanescentes de habitat mudam rapidamente em proporções críticas de habitat na paisagem (Andrén 1996).

Com base nesses estudos de simulação e revisões sobre o impacto da fragmentação em aves e mamíferos, Andrén (1994) propôs que o declínio no tamanho da população de uma espécie estaria relacionado linearmente com a proporção de habitat perdido nos estágios iniciais da fragmentação, corroborando a hipótese de amostragem randômica (*random sample hypothesis*) (Connor & McCoy 1979). Contudo, diferentemente do proposto por essa hipótese, a área e o isolamento das manchas de habitat também influenciariam o tamanho da população a partir de certo limiar, quando as manchas pequenas e isoladas não suportariam populações ou abrigariam populações pequenas com alto risco de extinções por eventos estocásticos, e apenas as manchas maiores e mais conectadas abrigariam populações viáveis. Desta forma, o pequeno tamanho das manchas e o grande isolamento entre elas reforçariam o efeito de perda de habitat e o declínio da população ou da riqueza de espécies na paisagem seria mais rápido do que a própria perda de habitat. Haveria então um limiar na proporção de habitat remanescente em paisagens reais, acima do qual a fragmentação é pura perda de habitat e abaixo do qual as características dos remanescentes passam

também a ter efeito. Esse limiar foi chamado de limiar de fragmentação e parece estar entre 10-30% de habitat remanescente para aves e mamíferos, segundo a comparação de trabalhos empíricos compilados por este autor, mas que foram realizados em diferentes regiões do hemisfério norte com diferentes conjuntos de espécies.

Fahrig (1998) elaborou um modelo espacialmente explícito para verificar os efeitos da alteração da configuração espacial do habitat (agregado ou disperso) na escala da paisagem sobre a dinâmica e sobrevivência de uma população hipotética. Ela testou tanto a configuração espacial do habitat na paisagem, de agregado a disperso, como também outros aspectos do habitat (distúrbio, efemeridade) e do organismo (demografia e dispersão). A quantidade de habitat remanescente na paisagem provou ter uma influência forte e consistente sobre a persistência dos organismos. Contudo, a configuração espacial do habitat só passaria a afetar a persistência abaixo de 20-30% de habitat remanescente. Assim, apesar da coincidência dos valores de limiar propostos por Fahrig (1998) e Andrén (1994), o limiar de Fahrig refere-se ao aumento do efeito de mudanças na configuração espacial do habitat na escala da paisagem (de agregado para disperso), enquanto o limiar de Andrén foca no aumento da importância de características das manchas de habitat (diminuição do tamanho e aumento do isolamento).

Até o momento alguns estudos empíricos testaram os limiares relacionados à quantidade e configuração de habitat na escala da paisagem (sensu Fahrig 1998), entre os quais existe uma grande variação no tamanho das paisagens estudadas (McGarigal & McComb 1995, n = 30 paisagens de 250 - 300 ha; Villard *et al.* 1999, n = 33 de 6.25 ha, Trzcinski *et al.* 1999, n = 94 de 100 ha; Radford *et al.* 2005 n = 24 de 10.000 ha; Cooper & Walters 2002, Develey & Metzger 2006, escalas mistas, i.e. a mancha é a unidade amostral, mas as variáveis independentes incluem a estrutura da paisagem dentro de uma vizinhança ao redor da mancha). Embora os trabalhos teóricos de Henein *et al.* (1998) e Flather & Bevers (2002) forneceram suporte para o limiar de fragmentação (sensu Fahrig 1998), entre os trabalhos empíricos, há discordâncias. Apesar de algumas espécies ou grupos de espécies responderem positiva ou negativamente a mudanças na configuração do habitat na escala da paisagem ou em escalas mistas (Trzcinski *et al.* 1999, Villard *et al.* 1999, Develey & Metzger 2006), os estudos que separaram os efeitos da quantidade e da configuração do habitat por meio de recursos estatísticos não encontraram interação entre a influência exercida pela configuração e pela perda de habitat, isto é, não detectaram o limiar de fragmentação

sensu Fahrig (McGarigal & McComb 1995, Trzcinski *et al.* 1999, Villard *et al.* 1999, Develey & Metzger no prelo). Por outro lado, Radford e colaboradores (2005) que amostraram 24 paisagens grandes (100 km² cada) que incluíam pares com a mesma quantidade de habitat mas configurações diferentes (agregado x disperso), mostraram que as curvas de decréscimo de espécies de aves com a perda de habitat diferem entre paisagens com diferentes configurações, sugerindo que o declínio na riqueza é mais gradual e começa em níveis mais altos de cobertura vegetal em paisagens dispersas. Ao contrário, com exceção da meta-análise de Bender e colaboradores (1998) e do trabalho empírico de Virgós (2001), praticamente não há estudos que avaliem a importância de características das manchas em paisagens com diferentes proporções de habitat (sensu Andrén 1994); isto é, até o momento, a maioria dos trabalhos empíricos que avaliaram a importância das características da mancha foi feita em apenas uma paisagem (Bowers & Matter 1997, Bender *et al.* 1998, Debinski & Holt 2000, Connor *et al.* 2000, Watling & Donnelly 2006).

Entre os poucos estudos que focaram o limiar proposto por Andrén (1994), Virgós (2001) demonstrou que a importância do isolamento da mancha em relação a grandes áreas de floresta para texugos (*Meles meles*) aumenta em fragmentos cujo entorno de 10 x 10 km abriga menos de 20% de remanescentes na Espanha. Por meio de uma revisão e meta-análise de 25 estudos que testaram a relação entre o tamanho da mancha e a densidade populacional, Bender e colaboradores (1998) avaliaram em quais condições o tamanho da mancha de habitat influencia a densidade populacional de certos grupos animais que habitam paisagens fragmentadas. Eles verificaram que os efeitos do tamanho da mancha são fortes e negativos para espécies associadas à borda e fortes e positivos para espécies de interior. Entretanto, não encontraram evidências de que o tamanho da mancha esteja relacionado com características da paisagem como proporção de habitat, tamanho médio da mancha ou amplitude de tamanhos analisados.

O estudo de limiares (sensu Andrén 1994 e Fahrig 1998) deveria abarcar o processo ecológico de maneira ampla, espacial e temporalmente, levando-se em conta (1) a escala na qual são medidas as variáveis da mancha e da paisagem, (2) a heterogeneidade ou qualidade da matriz das paisagens, e (3) os atributos ecológicos das espécies estudadas, fatores até então desconsiderados pela Teoria de Biogeografia de Ilhas (Haila, 2002, Ewers & Didham, 2006, Kupfer *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007, Pardini *et al.* submetido). As características de uma mesma paisagem, como quantidade de remanescentes, podem mudar dependendo da escala nas quais as

variáveis são medidas (*e.g.* Edenius & Sjöberg 1997, Jansson & Angelstam 1999, Cooper & Walters 2002 para aves; Homan *et al.* 2004 para anfíbios) e diferentes padrões podem surgir em diferentes escalas de investigação (Wiens 1989). As características de ambientes antropogênicos vizinhos às manchas de habitat, por outro lado, interferem na chance de persistência das espécies nativas em paisagens fragmentadas, uma vez que afetam a quantidade de recursos, a conectividade das populações dos remanescentes, as interações entre as espécies e a proliferação de espécies generalistas e invasoras (Kupfer *et al.* 2006). Além disso, as características ecológicas das espécies como a capacidade de dispersão, grau de tolerância a ambientes alterados e escala espacial percebida pelos organismos determinam a sua resposta frente à fragmentação (With & Crist 1995, MacGarigal & McComb 1995, Henein *et al.* 1998, With & King 1999, 2001, Huggett 2005, Lindenmayer *et al.* 2005, Radford *et al.* 2005, Ewers & Didham 2006, Lindenmayer *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007, Develey & Metzger 2006). Assim, muitos autores consideram que os limiares devam variar entre paisagens com diferentes escalas, uso do solo, e composição de espécies (Trzcinski *et al.* 1999, Huggett 2005, Radford *et al.* 2005, Fischer & Lindenmayer 2007), o que certamente diminui o poder de trabalhos que comparam estudos realizados em diferentes regiões.

Ainda que a existência de limiares seja um tema de grande importância do ponto de vista teórico e prático, não há trabalhos empíricos nos trópicos que tenham focado o limiar de fragmentação *sensu* Andrén (1994). Os pequenos mamíferos neotropicais são considerados bons indicadores dos efeitos das alterações antrópicas, uma vez que respondem à perda e fragmentação do habitat, a estrutura e heterogeneidade da vegetação e a disponibilidade de recursos (De Castro & Fernandez 2004, Pardini 2004, Pardini *et al.* 2005, Lambert *et al.* 2006, Umetsu & Pardini 2007). As taxas de dispersão entre fragmentos isolados inseridos em uma matriz de ambientes abertos são bastante baixas, indicando a ocorrência de metapopulações ou de populações isoladas nos fragmentos (Pires *et al.* 2002, Viera *et al.* 2003). Essas características aliadas à alta afinidade com o habitat (Umetsu & Pardini 2007) e micro-habitat (Püttker *et al.* no prelo) tornam os pequenos mamíferos ideais para estudos de fragmentação e detecção de limiares ecológicos (Umetsu *et al.* 2008).

Através do estudo de um número elevado de manchas de floresta (50) que apresentam ampla variação de tamanho, localizadas em três paisagens de 10.000 ha diferindo na proporção de Mata Atlântica remanescente (10, 30 e 50%), mas

relativamente uniformes quanto ao relevo, clima e matriz de ambientes antropogênicos, este trabalho tem por objetivo avaliar se, como proposto por Andrén (1994), o efeito negativo da redução no tamanho das manchas de habitat sobre assembléias de espécies aumenta drasticamente em paisagens com 10-30% de habitat remanescente. Para tanto, amostramos a assembléia de pequenos mamíferos através de protocolo padronizado, simultaneamente de maneira a minimizar o efeito de diferenças temporais, e considerando dois grupos de espécies para os quais se espera diferentes graus de associação com as florestas: espécies endêmicas a biomas florestais, e espécies que ocupam também biomas abertos adjacentes a Mata Atlântica. Oito modelos de regressão simples foram construídos de forma a abranger desde a inexistência de influência do contexto da paisagem ou da área das manchas de floresta, passando pelo efeito positivo da área das manchas independentemente do contexto da paisagem (Biogeografia de Ilhas), o efeito positivo da área das manchas apenas nas duas paisagens com menor proporção de florestas remanescentes (limiar de 10-30% de Andrén), até o efeito positivo da área das manchas apenas na paisagem com 30% de remanescentes, assumindo-se que em um determinado momento extremo da perda de habitat na paisagem é provável que as espécies sensíveis tenham sido extintas e as espécies restantes não respondam ao tamanho das manchas. Os modelos foram avaliados quanto à plausibilidade segundo o critério de informação AIC (The Akaike Information Criterion). Esperamos que a influência positiva da área das manchas de floresta seja mais forte (1) para as espécies endêmicas, já que as não endêmicas deveriam ser capazes de ocupar áreas abertas, e (2) na paisagem próxima ao limite superior do limiar proposto por Andrén (30%), já que em contexto de muita mata remanescente tanto fragmentos pequenos como grandes poderiam ser ocupados por populações viáveis, e em contexto de pouca mata remanescente muitas espécies sensíveis já teriam desaparecido.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Realizamos levantamentos de pequenos mamíferos em três paisagens de 10.000 ha cada localizadas em três regiões de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista, nos municípios de Piedade - Tapiraí (entre as coordenadas W47°27' / S23°57' e W47°24' / S23°49'), Cotia - Ibiúna (entre W46°45' / S23°35' e W47°15' / S23°50') e

Ribeirão Grande - Capão Bonito (entre W48°28' / S24°08' e W48°14' / S24°01'), no estado de São Paulo (Figura 1).

Toda a região de estudo era originalmente coberta pela Mata Atlântica, classificada como “Floresta Atlântica Baixo Montana” (Oliveira-Filho & Fontes 2000), hoje reduzida a fragmentos em vários estádios sucessionais, e se caracteriza como uma região de terras altas (Ponçano *et al.* 1981). O relevo é ondulado, com inclinações maiores que 15% e altitudes entre 800-1.000 m acima do nível do mar (Ross & Moroz 1997). O clima é Cwa e Cfa, *i. e.* subtropical e subtropical úmido (Köppen, 1948), com precipitação anual entre 1221,6 e 1807,7 mm e temperatura média anual entre 18,9°C e 22,2°C para os seis municípios (Cepagri 2007). As médias das temperaturas mínima e máxima são 13,2°C e 30,0°C, respectivamente, para o período chuvoso (outubro a março) e 8,4°C e 29,0°C, respectivamente, para os meses mais secos (abril a setembro) (Cepagri 2007).

DELINEAMENTO AMOSTRAL

As três regiões foram escolhidas por apresentarem características abióticas semelhantes (topografia, relevo, clima), mas diferentes quantidades de habitat remanescente, que variam de 50% (Piedade - Tapiraí), a 30% (Cotia - Ibiúna) e 10% (Ribeirão Grande - Capão Bonito) de cobertura florestal nativa (Figura 1). As porcentagens de remanescentes foram escolhidas com base no limiar de fragmentação (*sensu* Andrén 1994), de forma que a paisagem com 50% de cobertura florestal estaria acima deste limiar, e as demais paisagens com 30% e 10%, entre os limites superior e inferior do limiar.

Nas três paisagens, os fragmentos estudados correspondem à vegetação nativa em estágio médio de sucessão (Decreto 750 de 10 de fevereiro de 1993, Resolução CONAMA Nº1 de 31 de janeiro de 1994) e a matriz de ambientes alterados que envolvem os remanescentes é dominada por áreas de pastagem (48%, 44% e 50% das áreas alteradas, para Piedade-Tapiraí, Cotia-Ibiúna e Ribeirão Grande-Capão Bonito, respectivamente) e agricultura (26%, 20% e 35% das áreas alteradas, para Piedade-Tapiraí, Cotia-Ibiúna e Ribeirão Grande-Capão Bonito, respectivamente).

Apesar do pequeno porte e pequena distância percorrida em movimentos diários, ao redor de 50 m (Gentile & Cerqueira 1995, Pires *et al.* 2002, Püttker *et al.* no prelo), a distribuição das espécies de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas nos Neotrópicos é influenciada pela a estrutura da paisagem em escalas espaciais

relativamente amplas (Umetsu *et al.* 2008), sugerindo que a distribuição entre fragmentos reflete processos populacionais de longo prazo e não a movimentação de indivíduos no curto prazo. Por esta razão, foram escolhidas paisagens grandes de 10.000 ha de maneira a englobar várias sub-populações e assim os processos ecológicos e populacionais que influenciam as respostas das espécies de pequenos mamíferos às variações nas características dos fragmentos de floresta. As três paisagens estudadas apresentam várias diferenças correlacionadas à diferença na porcentagem de mata remanescente (Tabela 1): enquanto a paisagem com maior porcentagem de remanescentes (50%) apresenta os maiores valores de tamanho da maior mancha (porcentagem da área total da paisagem ocupada pela maior mancha), da área média das manchas (tamanho médio das manchas de mata), da proximidade média das manchas (medida da quantidade de remanescentes no entorno de 800 m de raio a partir da borda da mancha ponderada pela distância), e de conectividade/coesão entre as áreas de mata (medida de conectividade estrutural), a paisagem com menor quantidade de remanescentes (10%) apresenta o maior valor de isolamento médio (distância em linha reta ao vizinho mais próximo) e a paisagem intermediária (30%) apresenta valores intermediários para os índices (Tabela 1).

Dentre os 50 sítios de amostragem, 15 foram alocados em fragmentos na paisagem com 50% de matas remanescentes, 20 na paisagem com 30% e 15 na paisagem com 10%. Em cada paisagem, os fragmentos a serem estudados foram selecionados de modo (1) a abranger a maior variação possível de tamanho, (2) garantir forte sobreposição de valores de tamanho entre as três paisagens e uma distância mínima entre fragmentos, (3) evitar a segregação espacial entre sítios de tamanhos semelhantes e (4) facilitar o acesso. A distância média entre um sítio de amostragem e o sítio vizinho amostrado mais próximo foi de $1.462 \text{ m} \pm 714 \text{ m}$ (máxima 3.737 m e mínima 423 m), e não diferiu entre as paisagens (ANOVA, $F_{3, 50} = 0,95$, $p = 0,392$). As áreas dos fragmentos foram calculadas como sendo toda extensão de floresta nativa unidas estruturalmente ao fragmento. Na paisagem com 50% de matas remanescentes, os fragmentos amostrados variaram entre 3 e 145 ha, na paisagem com 30%, entre 2 e 374 ha, e na paisagem com 10%, entre 6 e 106 ha. Os tamanhos (ANOVA, $F_{3, 50} = 1,0$, $p = 0,561$) e as formas (ANOVA, $F_{3, 50} = 0,9$, $p = 0,495$) dos fragmentos amostrados não diferiram entre paisagens.

COLETA DE DADOS

Foi usado um protocolo de amostragem padronizado, no qual o mesmo tipo, número e arranjo das armadilhas foram empregados em cada um dos 50 fragmentos estudados, de forma a amostrar a mesma área pelo mesmo número de dias, independentemente do tamanho do remanescente. Esse protocolo permite a comparação direta dos resultados e diminui a chance de interferência da heterogeneidade de habitat na comparação entre sítios (Pardini *et al.* 2005).

Em cada um dos sítios de amostragem, foi instalada uma linha de 11 armadilhas de queda (baldes de 60 l com 53,0 cm de altura e 40,0 cm de diâmetro na altura da boca), a 10 m umas das outras e interligadas por cercas-guia (50 cm de altura), resultando em séries de 100 m de extensão. No total, foram realizadas quatro sessões de captura de oito dias cada em cada sítio, duas por verão (dois verões consecutivos), totalizando 32 dias de captura e 352 armadilhas-noite por sítio e 17.600 armadilhas noite no total dos 50 sítios. Na região de Cotia-Ibiúna, as sessões de captura foram realizadas nos verões de 2001-2002 e 2002-2003 (Pardini *et al.* 2005) e nas demais regiões, nos verões de 2005-2006 e 2006-2007.

A opção pelo uso de armadilhas de queda foi baseada em Umetsu *et al.* (2006) segundo os quais as armadilhas de queda grandes são mais eficientes, capturam um maior número de espécies, incluindo espécies raras, além de um maior número de indivíduos em comparação a armadilhas tradicionais. A amostragem foi concentrada na estação chuvosa, pois o número de capturas diárias em armadilhas de queda é maior nesta época (Umetsu *et al.* 2006). Para evitar contagens redundantes, os espécimes capturados foram marcados com brincos metálicos numerados. Como o protocolo de captura foi o mesmo em todas as 50 unidades amostrais, usamos o número de indivíduos capturados como índice de abundância (Slade & Blair 2000).

ANÁLISE DE DADOS

Um legado da teoria de Biogeografia de Ilhas é a classificação binária da paisagem em habitat (remanescentes) e não habitat (outros componentes do mosaico) (Lindenmayer *et al.* 2003, Manning *et al.* 2004, Bennet *et al.* 2006) e, portanto, a desconsideração de que as espécies em geral variam enormemente nos seus requerimentos de habitat (Ewers & Didham 2005, Bennett *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007). Visando minimizar este problema, as espécies foram divididas com base na sua distribuição geográfica, assumindo que espécies associadas a florestas em

escala espacial ampla, são também mais fortemente dependentes de floresta em escala local. Assim sendo, as espécies foram separadas em dois grupos: endêmicas a biomas florestais (Mata Atlântica e Floresta Amazônica) e espécies não-endêmicas a estes biomas, ou seja, que ocupam também biomas abertos adjacentes a Mata Atlântica. A distribuição das espécies foi baseada em Percequillo (2003), Carmignotto (2004) e Reis *et al.* (2006).

Assim, para cada um dos 50 fragmentos calculamos a riqueza e a abundância de espécies endêmicas e não-endêmicas e a abundância das sete espécies mais comuns (capturadas com mais de 35 indivíduos e em pelo menos 25% dos 50 sítios). A riqueza foi calculada como a média da riqueza observada entre os dois anos de estudo, pois o número total de espécies presentes na soma dos dois anos superestimaria o número de espécies presente simultaneamente em um mesmo sítio, especialmente se houvesse *turnover* da assembléia entre anos. Como no caso da abundância a soma ou a média entre anos leva às mesmas diferenças proporcionais entre fragmentos, a abundância foi quantificada como a soma do número de indivíduos capturados nos dois anos. Dentre os pequenos mamíferos mais comuns, analisamos apenas as espécies com massa corporal inferior a 500 g quando adulto, devido à diferença na capacidade de locomoção entre espécies de diferentes portes (Gentile & Cerqueira 1995, Pires *et al.* 2002, Vieira *et al.* 2003). Por fim, espécies com problemas de identificação como *Monodelphis americana/scalops* e *Juliomys pictipes/ossitenuis* não foram analisadas.

Oito modelos que combinam regressões simples foram comparados por verossimilhança e AIC, usando a linguagem R 2.6.2 (R Development Core Team 2007) (Tabela 2). Nos modelos que não incluíam relação com a área do fragmento, a abundância das espécies foi modelada como uma variável binomial negativa, e nos que incluíam essa relação, como uma variável Poisson. Para as variáveis da assembléia como as riquezas médias (multiplicadas por dois para transformá-las em números inteiros) ou abundância total de espécies endêmicas e não-endêmicas, a distribuição assumida foi sempre Poisson. Para todos os modelos, foi usado o logaritmo natural com a função de ligação, como é usual em modelos de variáveis Poisson e binomial negativa (Crawley 2002). Em todos os modelos que incluem o efeito da área dos fragmentos, o coeficiente foi restrito a valores iguais ou maiores que zero, já que o efeito teórico esperado do aumento da área do fragmento é positivo. A variável área foi transformada para seu logaritmo em base 10. Os coeficientes de cada modelo foram estimados como

os valores que maximizavam a verossimilhança total do modelo, por meio de rotinas de otimização numérica (Bolker 2008).

O conjunto de modelos inclui combinações de funções exponenciais (devido à função de ligação) e/ou constantes que podem representar desde a ausência de relação entre as variáveis respostas e a área dos remanescentes em todos os três contextos de paisagem, a existência de relação positiva com a área do fragmento independente do contexto da paisagem ou a existência de relação positiva com a área do fragmento para um, dois ou três contextos. Assim sendo, podemos hierarquizar os modelos por ordem de complexidade da seguinte forma:

- *Modelo sem efeito da área dos fragmentos ou de contexto (paisagem)*

O modelo 1 representa nossa hipótese nula e prevê que não há diferença nas variáveis dependentes entre as três paisagens ou influência da área dos fragmentos, sendo a variação observada resultado apenas da variância de um processo Poisson ou binomial negativo com média constante.

- *Modelo com efeito da área dos fragmentos, mas sem efeito do contexto (paisagem)*

No modelo 2, as variáveis dependentes são uma função exponencial da área dos fragmentos e independem do contexto (paisagem). Este modelo foi elaborado com base na teoria de Biogeografia de Ilhas, que desconsidera o contexto no qual as ilhas estão inseridas.

- *Modelo com efeito do contexto (paisagem), mas sem efeito da área dos fragmentos*

O modelo 3 expressa um cenário em que as médias das variáveis dependentes são diferentes entre as três paisagens com diferentes porcentagens de remanescentes, mas não há relação com a área dos fragmentos em nenhum dos três contextos. Este modelo assume que as características da mancha nunca são importantes, apenas a perda de habitat na escala da paisagem é importante para a perda de espécies, ou seja, a medida que se perde habitat na paisagem, há menos espécies ou menor abundância nos fragmentos, independentemente do tamanho.

- *Modelo com efeito do contexto (paisagem) e da área dos fragmentos*

Em apenas uma paisagem: O modelo 4 prevê que as médias das variáveis dependentes são diferentes entre as três paisagens com diferentes porcentagens de remanescentes, mas a relação destas variáveis com a área dos fragmentos está presente

apenas na paisagem com 30% de habitat. A falta de relação com a área dos fragmentos na paisagem com maior quantidade de remanescente é esperada pelo limiar de fragmentação sensu Andrén (1994); já na paisagem com 10% de remanescentes essa relação também não seria esperada dado que muitas espécies sensíveis já teriam sido extintas. Este é o modelo que reflete a nossa expectativa.

Em duas paisagens: Os modelos 5 e 6 representam o esperado pelo limiar de fragmentação proposto por Andrén (1994). Estes modelos prevêm que as médias das variáveis dependentes são diferentes entre as três paisagens com diferentes porcentagens de remanescentes, mas o efeito da área dos fragmentos sobre estas variáveis está presente apenas nas paisagens com 10 e 30% de habitat, com coeficientes iguais (modelo 5) ou diferentes (modelo 6).

Nas três paisagens: Os modelos 7 e 8 prevêm que as médias das variáveis dependentes são diferentes entre as três paisagens com diferentes porcentagens de remanescentes, e a relação destas variáveis com a área dos fragmentos está presente nas três paisagens, com coeficientes iguais (modelo 7), ou diferentes (modelo 8).

A comparação dos modelos seguiu o protocolo proposto por Burnham & Anderson (2002). O Índice de Informação de Akaike (Akaike Information Criterion AIC) é calculado para cada modelo a partir de suas verossimilhanças e o número de parâmetros, e o modelo com o menor valor de AIC é considerado a descrição mais plausível dos dados. A plausibilidade de cada modelo alternativo em relação ao melhor modelo é estimada pelas diferenças nos valores de AIC (Δ_i); um valor de $\Delta_i \leq 2$ indica modelos igualmente plausíveis. O peso de evidência (Akaike weights, w_i) expressa a plausibilidade em uma escala de 0 a 1 e aproxima-se da probabilidade de cada modelo ser selecionado como o melhor em repetidas re-amostragens dos dados analisados. Para cada variável dependente, nós comparamos um conjunto de modelos candidatos por meio de seus Δ_i e w_i , calculados a partir dos AICc, a correção do AIC para amostras pequenas (Burnham & Anderson 2002).

RESULTADOS

PEQUENOS MAMÍFEROS DAS PAISGENS FRAGMENTADAS

Com o esforço total de 17.600 armadilhas-noite empreendido em 50 sítios de amostragem em fragmentos florestais de três regiões do Planalto Atlântico Paulista, foram capturados 2.262 indivíduos pertencentes a 30 espécies de pequenos mamíferos, 21 de roedores (11 endêmicas e dez não-endêmicas) e nove de marsupiais (sete

endêmicas e duas não-endêmicas) (Tabela 3). Entre as 30 espécies, 25 ocorreram na paisagem com 50% de remanescentes, sendo 16 endêmicas (quatro exclusivas desta paisagem) e nove não-endêmicas. Na paisagem com 30% de remanescentes, 13 espécies endêmicas (duas exclusivas) e sete não-endêmicas (uma exclusiva) somaram 20 espécies. Por outro lado, apenas quatro espécies endêmicas e nove não-endêmicas (duas exclusivas), totalizando 13 espécies, ocorreram na paisagem com 10% de remanescentes (Tabela 3). Entre as 30 espécies, cinco endêmicas (*Marmosops incanus*, *Brucepattersonius soricinus*, *Delomys sublineatus*, *Sooretamys angouya* e *Gracilinanus microtarsus*) que totalizaram 40% do total de indivíduos e duas não-endêmicas (*Oligoryzomys nigripes*, *Akodon montensis*) que totalizaram 44% do total de indivíduos, foram capturadas com mais de 35 indivíduos no total e em pelo menos 25% dos sítios e não apresentaram problemas de identificação (Tabela 3).

Considerando-se a média entre os sítios de amostragem, a riqueza e abundância das espécies endêmicas foram maiores nas duas paisagens com maior porcentagem de remanescentes (30 e 50%), enquanto a abundância de espécies não-endêmicas aumentou gradativamente nas paisagens com menor quantidade de remanescentes (Tabela 4). Dentre as cinco espécies endêmicas analisadas, três delas (*B. soricinus*, *D. sublineatus* e *M. incanus*) não ocorreram na paisagem com 10% de remanescentes e duas ocorreram nas três paisagens, sendo que *S. angouya* foi mais comum na paisagem com 30% de habitat e *G. microtarsus* na paisagem mais desflorestada (Tabela 4). Das duas espécies não-endêmicas analisadas, *A. montensis* foi mais abundante na paisagem com 30% de remanescentes e *O. nigripes* na paisagem com 10% de remanescentes (Tabela 4).

SELEÇÃO DE MODELOS

Riqueza e abundância da assembléia de pequenos mamíferos

Três foram os modelos plausíveis para descrever a variação da riqueza das espécies endêmicas entre os sítios de amostragem (Tabela 5). A característica comum entre eles é que todos (1) prevêm médias distintas entre as três paisagens (claramente menor na paisagem com 10% de remanescentes, Tabela 4), o que indica um efeito do contexto onde os fragmentos estudados estão inseridos, e (2) prevêm um efeito da área dos fragmentos em pelo menos uma das três paisagens (Figura 2A). O efeito da área dos fragmentos é previsto nas três paisagens com mesmo coeficiente pelo modelo 7, apenas nas duas paisagens com menor porcentagem de remanescentes (30 e 10%) com mesmo coeficiente pelo modelo 5 e apenas na paisagem com 30% de remanescentes pelo

modelo 4. A hipótese de que há efeito do tamanho dos fragmentos na paisagem com 30% de habitat é uma descrição plausível dos dados obtidos, pois não só essa relação aparece nos três modelos selecionados, como também a dispersão dos dados ao redor dos valores previstos é claramente menor nesta paisagem em comparação às demais (Figura 2A). Por outro lado, o efeito do tamanho dos fragmentos na paisagem com 50% de remanescente só foi previsto por um modelo (7), cujo peso da evidência é menor do que a soma dos pesos para os outros dois modelos que não incluem essa relação (Tabela 5). No caso da abundância das espécies endêmicas, de acordo com nossas expectativas, apenas o modelo 4 foi selecionado (Tabela 5), sugerindo que o contexto influencia a abundância dessas espécies com forte associação às florestas, sendo a média da abundância entre sítios de amostragem gradativamente maior nas paisagens com maior porcentagem de remanescentes (Tabela 4), e que o tamanho do fragmento só é importante na paisagem com 30% de remanescentes (Figura 2C).

Como era esperado para espécies que não apresentam forte associação com habitats florestais, os dois modelos selecionados (1 e 3) para descrever a variação da riqueza de espécies não-endêmicas entre os sítios de amostragem indicam que não há efeito da área dos fragmentos em nenhuma das paisagens estudadas (Figura 2B, Tabela 5). Enquanto o modelo 1 sugere que as médias da riqueza de espécies não-endêmicas independem do contexto, i.e. não diferem entre paisagens, o modelo 3 sugere que há influência do contexto, sendo que a riqueza de espécies não-endêmicas é menor na paisagem com 30% de remanescentes (Tabela 4, Figura 2C). Já quanto à abundância das espécies não-endêmicas, apenas o modelo 3 foi selecionado (Tabela 5), sugerindo que o contexto influencia a abundância destas espécies, que é gradativamente menor nas paisagens com maior porcentagem de remanescentes (Tabela 4), enquanto a área dos fragmentos não determina a abundância das mesmas (Figura 2D).

Abundância das espécies de pequenos mamíferos

Novamente de acordo com nossas expectativas, para três das cinco espécies endêmicas analisadas, *B. soricinus*, *D. sublineatus* e *M. incanus*, as quais só ocorreram nas paisagens com maior porcentagem de remanescentes, o modelo que melhor descreveu a variação da abundância entre os sítios de amostragem foi aquele que prevê um efeito do contexto (paisagem), sendo que a abundância média entre sítios de amostragem é maior na paisagem com maior porcentagem de remanescentes (Tabela 4),

e um efeito da área dos fragmentos apenas na paisagem com 30% de remanescentes (modelo 4) (Tabela 6, Figuras 3A-C).

Já entre as demais espécies endêmicas, as quais ocorreram também na paisagem com menor porcentagem de remanescentes, o modelo 4 ou não representa uma hipótese plausível ou não foi o único modelo selecionado. A variação da abundância de *G. microtarsus* entre os sítios de amostragem pode ser explicada por dois modelos igualmente plausíveis (Tabela 6), cuja característica em comum é o fato de que ambos prevêem abundância média diferente entre as três paisagens, sendo gradativamente menor nas paisagens com maior porcentagem de remanescentes (Tabela 4). Contudo, enquanto o modelo 4 sugere que a área dos fragmentos influencia a abundância da espécie na paisagem com 30% de remanescente, o modelo 3 sugere que não há influência da área dos fragmentos em nenhuma das três paisagens estudadas (Figura 3D, Tabela 6). Já para *S. angouya*, o modelo 3 foi o único selecionado para descrever a variação da abundância entre os sítios de amostragem (Tabela 6), indicando uma influência do contexto, sendo que a abundância é maior na paisagem com 30% de remanescentes (Tabela 4), mas a ausência de efeito da área dos fragmentos em todas as paisagens estudadas (Figura 3E, Tabela 6).

De acordo com nossas expectativas a respeito da baixa dependência das espécies não-endêmicas às florestas nativas, o modelo 3 selecionado para *A. montensis* e *O. nigripes* sugere que apenas o contexto, mas não a área do fragmento, influencia a abundância dessas espécies, sendo que a abundância de *O. nigripes* é gradativamente menor nas paisagens com maior porcentagem de remanescentes e a de *A. montensis* é maior na paisagem com 30% de remanescentes (Figuras 3F-G, Tabela 4 e 6).

DISCUSSÃO

Os padrões de distribuição dos organismos em paisagens modificadas pelo homem são frequentemente examinados com uso de modelos simplificados da realidade. A simplificação da paisagem em habitat e não-habitat e da biota em número de espécies diminui a chance de se detectar o gradiente de respostas das espécies frente às alterações ambientais (Lindenmayer *et al.* 2003, Manning *et al.* 2004, Bennet *et al.* 2006, Fisher & Lindenmayer 2007, Pardini *et al.* submetido). Contudo, a classificação das espécies em endêmicas e não-endêmicas por nós aqui adotada parece ter sido útil para capturar os padrões gerais de respostas dos pequenos mamíferos em relação às alterações no contexto da paisagem e no tamanho dos fragmentos. Já foi demonstrado

que o grau de endemismo (Dunn & Romdal 2005, Bobo *et al.* 2006, Fridley *et al.* 2007, Umetsu & Pardini 2007, Pardini *et al.* submetido) e a especificidade de habitat (Henle *et al.* 2004) são características úteis como medida de vulnerabilidade das espécies as alterações de seu habitat. De modo geral, nossos resultados demonstram que as respostas das espécies endêmicas e não-endêmicas frente ao contexto da paisagem e o tamanho dos fragmentos são distintas, sugerindo que de fato as primeiras apresentam uma relação de dependência mais clara com as florestas nativas, respondendo negativamente à redução tanto da porcentagem dos remanescentes na escala da paisagem quanto do tamanho dos fragmentos.

Importância do contexto (paisagem)

Dentre o conjunto de oito modelos avaliados para explicar a variação da assembléia de pequenos mamíferos entre os 50 fragmentos de Mata Atlântica amostrados no Planalto Atlântico Paulista, dois assumem que não há influência do contexto, ou seja, a variação observada não depende da localização do fragmento, ou seja, da paisagem estudada: os modelos 1 e 2, que se distinguem pelo fato de que o modelo 2 prevê que a área dos fragmentos influencia a assembléia de pequenos mamíferos independentemente da paisagem considerada. O resultado mais marcante do procedimento de seleção de modelos que utilizamos é o fato de que para a grande maioria das variáveis analisadas (três das quatro variáveis de riqueza e abundância total, e todas as sete variáveis relacionadas à abundância das espécies) estes dois modelos que excluem a importância do contexto e que correspondem aos modelos mais simples (i.e. com menor número de parâmetros) representam hipóteses pouco plausíveis da variação observada entre os 50 sítios amostrados. Apenas para a riqueza de espécies não-endêmicas um modelo que exclui o contexto (modelo 1) foi selecionado, mas ainda assim apresentou-se igualmente plausível ao modelo 3, que considera o contexto como fator importante.

Desta forma, os modelos que ressaltam a importância do contexto foram as hipóteses mais plausíveis para explicar a variação da grande maioria das variáveis analisadas, indicando que o contexto (paisagem) influencia a diversidade e abundância de pequenos mamíferos, de tal forma que fragmentos de mesmo tamanho em contextos diferentes abrigam assembléias de pequenos mamíferos muito distintas. Como indicado por várias revisões recentes da literatura disponível, a ocorrência das espécies, ou a riqueza e composição das assembléias, depende não apenas das características do sítio

de amostragem, mas também do seu contexto dentro da paisagem (Fahrig 2001, Haila 2002, Ewers & Didham 2006, Bennet *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007).

A principal diferença entre os contextos ou paisagens nos quais os fragmentos estudados estão inseridos é a variação na proporção de remanescentes florestais, isto é na perda de habitat florestal na escala da paisagem, imposta pelo delineamento deste estudo que forçou a padronização de características bióticas (composição de espécies e formações vegetais) e abióticas (topografia, relevo, clima) entre as três paisagens. Os fragmentos selecionados não diferem quanto ao tamanho e a forma entre as três paisagens e correspondem à vegetação nativa em estágio médio de sucessão. A variação na estrutura da vegetação entre fragmentos é maior dentro de uma mesma paisagem do que entre paisagens (Rossi *et al.* 2007). Além disso, não há variações biogeográficas na composição das espécies de pequenos mamíferos entre as três regiões (Capítulo 1). Apesar da quantidade de matriz variar, pois é o inverso da quantidade de remanescentes, a qualidade não variou e é dominada pelos mesmos ambientes antropogênicos (pastagem e agricultura), e em proporções semelhantes, nas três paisagens. Assim, nossos resultados indicam que a importância do contexto que observamos para os pequenos mamíferos do Planalto Atlântico Paulista se deve a proporção de remanescentes, ou seja, a perda de habitat na escala da paisagem.

Em revisão sobre os efeitos da fragmentação do habitat sobre a biodiversidade, Fahrig (2003) conclui que a perda de habitat na escala da paisagem exerce impactos importantes e no geral negativos sobre a biodiversidade. De fato, a importância da perda de habitat na paisagem na determinação da ocorrência das espécies ou de assembléias já foi demonstrada por vários trabalhos teóricos (Fahrig 1998, Flather & Bevers 2002) e empíricos realizados com diferentes grupos bióticos, escalas de estudo e regiões do mundo (para aves McGarigal & McComb 1995, Meyer *et al.* 1998, Jansson & Angelstam 1999, Trzcinski *et al.* 1999, Villard *et al.* 1999, Cooper & Walters 2002, Radford & Bennet 2004, Develey & Metzger 2006 Radford *et al.* 2005, 2007; para texugos Vigós 2001; para anfíbios Homan *et al.* 2004). Além disso, as inconsistências entre resultados de estudos realizados na escala das manchas de habitat e em paisagens únicas (revisões em Bowers & Matter 1997, Bender *et al.* 1998, Debinski & Holt 2000, Connor *et al.* 2000, Watling & Donnelly 2006) apontam que a natureza da paisagem que circunda as manchas de habitat é fundamental para explicar a persistência de populações ou espécies em paisagens fragmentadas (Fahrig 2001, 2003, Haila 2002, Ewers & Didham 2006, Bennet *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007 e referências).

Outro ponto que indica que a variação na perda de habitat na escala da paisagem é a principal responsável pelo efeito do contexto observado neste estudo é o fato de que espécies endêmicas e não-endêmicas, que diferem quanto ao grau de dependência a florestas nativas, pelo menos em escalas espaciais amplas, apresentam respostas distintas às mudanças de contexto. No geral, as espécies endêmicas diminuem na paisagem mais desmatada (variáveis de riqueza e abundância de espécies endêmicas e abundância de *B. soricinus*, *D. sublineatus* e *M. incanus*), enquanto as espécies não-endêmicas e as endêmicas menos sensíveis (capazes de ocupar a paisagem com menor proporção de remanescentes), ou aumentam gradativamente da paisagem mais para a menos florestada (abundância de espécies não endêmicas, de *G. microtarsus* e *O. nigripes*), são mais comuns na paisagem intermediária (*O. angouya* e *A. montensis*) ou tendem a ser semelhantes nas três paisagens (riqueza de espécies não endêmicas).

Desta forma, a perda de habitat na escala da paisagem aparentemente leva a um *turnover* na assembléia de pequenos mamíferos. Esta é dominada por espécies especialistas de florestas nas paisagens mais florestadas, as quais se extinguem na paisagem menos florestada, que, por sua vez, passa a ser dominada por espécies generalistas que aí proliferam, como proposto pelo modelo de Metzger & Décamps (1997). Na situação com 50% de mata remanescente, duas espécies, *E. russatus* e *T. nigrita*, ocorrem em números muito baixos quando comparados com amostragens feitas em paisagens com >90% de habitat remanescente (ver Capítulo 1). Segundo Pardini (2001, 2004), espécies destes gêneros são comuns em matas contínuas e, em paisagem fragmentada com porcentagem de floresta acima do limiar de conectividade previsto pela teoria de percolação (*i.e.* ~60%), são abundantes e comuns também nos fragmentos pequenos. Elas parecem corresponder às espécies mais sensíveis que, segundo Metzger & Décamps (1997), se extinguiriam ao ser ultrapassado o limiar de percolação. Outras três espécies (*D. sublineatus*, *B. soricinus* e *M. incanus*) encontram-se por toda a paisagem com 50% de habitat e parecem corresponder as espécies de sensibilidade intermediária no modelo proposto por Metzger & Décamps (1997). Esse grupo de espécies seria capaz de manter metapopulações quando já houve perda da conectividade estrutural, mas desaparecem quando há aumento exponencial da distância entre as manchas. Já a paisagem com menor proporção de mata parece estar na quarta situação do modelo hipotético de Metzger & Décamps (1997), quando a assembléia é dominada por espécies generalistas e de borda. De fato, *O. nigripes* e *A. montensis* eram significativamente mais comuns nas bordas do que no interior dos remanescentes em

Uma, Bahia (Pardini 2001, 2004) e são encontrados freqüentemente em áreas abertas de paisagens fragmentadas da Mata Atlântica (Feliciano *et al.* 2002, Olifiers *et al.* 2005, Umetsu & Pardini 2007).

Importância da área dos fragmentos - limiar de fragmentação sensu Andrén (1994)

Para as espécies endêmicas, os modelos mais plausíveis da variação observada entre os sítios de amostragem, além da influência do contexto, incluem na maioria das vezes também um efeito positivo da área dos fragmentos. Como previsto pelas relações não lineares entre perda de habitat na escala da paisagem e as características das manchas remanescentes e pelo limiar de fragmentação proposto por Andrén (1994), a área dos fragmentos parece não influenciar a assembléia de pequenos mamíferos na paisagem com maior proporção de florestas remanescentes. Ou seja, na paisagem com 50% de remanescentes a perda de habitat na escala da paisagem não teria sido suficiente para de fato isolar completamente populações e, portanto, o tamanho dos remanescentes não influencia a distribuição das espécies. Apesar desse resultado apontar para a existência de um limiar de fragmentação, abaixo do qual o tamanho das manchas também passa a ter efeito sobre as espécies, diferentemente do proposto por Andrén (1994), e conforme nossas expectativas, o modelo mais freqüentemente selecionado para as espécies endêmicas (modelo 4) assume que o tamanho dos fragmentos deixa de ser importante em paisagens muito desmatadas. Esta é a situação que se espera quando, dada à perda acentuada de habitat na escala da paisagem, a distância grande entre os fragmentos remanescentes já tenha levado a extinção a maior parte das espécies dependentes de florestas e as espécies presentes sejam espécies generalistas de habitat, que por consequência não respondem à variação no tamanho dos remanescentes. De fato, das 16 espécies endêmicas presentes na paisagem com 50% de remanescentes, apenas quatro estão presentes na paisagem com 10%, apesar de 14 ocorrerem em área contínua adjacente (Capítulo 1). Como previsto pelos estudos de simulação, que indicam haver um aumento exponencial da distância entre fragmentos vizinhos quando resta cerca de 10% de habitat (Gardner *et al.* 1987, Gustafson & Parker 1992, Andrén 1994, Fahrig 2003), a distância média ao vizinho mais próximo é o dobro na paisagem com 10% de remanescente em relação às paisagens com maiores porcentagens de mata no Planalto Atlântico Paulista.

De maneira geral, a paisagem com 30% de remanescente parece ser a paisagem onde o tamanho dos fragmentos é mais importante na determinação da assembléia de pequenos mamíferos, pelo menos quando se considera a riqueza e a abundância total de

espécies endêmicas e a abundância de três das cinco espécies endêmicas analisadas (*B. soricinus*, *D. sublineatus* e *M. incanus*). Contudo, o modelo que prevê apenas o efeito de contexto sem influência da área dos fragmentos (modelo 3) também foi selecionado para *G. microtarsus* e foi o único selecionado para *O. angouya*, duas espécies endêmicas. Esse resultado mostra que há um gradiente de respostas às alterações do habitat mesmo entre as espécies consideradas dependentes de floresta (Lindenmayer *et al.* 2003, Pardini *et al.* submetido). Aparentemente as espécies *B. soricinus*, *D. sublineatus* e *M. incanus*, cuja abundância foi maior nas paisagens mais florestadas e não estão presentes na paisagem com 10% de remanescentes, são as espécies endêmicas com maior dependência às florestas, enquanto *O. angouya* e *G. microtarsus*, cuja abundância foi maior em uma das duas paisagens mais desflorestadas, parecem não apresentar uma associação exclusiva com florestas nativas. Neste caso, o habitat medido pode não ser o mais adequado ou não é o único utilizado pelas espécies, as quais podem incluir outros elementos da paisagem em sua área de vida (Andrén 1997, Fischer & Lindenmayer 2007). De fato, entre as cinco espécies endêmicas analisadas, somente *O. angouya* e *G. microtarsus* ocorrem também em áreas de transição ou em enclaves de biomas abertos (*O. angouya* nos Campos Sulinos, Percequillo 2003; e *G. microtarsus* no Cerrado de São Paulo, Carmignotto 2004).

Por outro lado, para as espécies não-endêmicas, os modelos mais plausíveis da variação observada entre os sítios de amostragem não incluem, além da influência do contexto, um efeito positivo da área dos fragmentos, seja quando se considera a riqueza, a abundância total ou a abundância das duas espécies analisadas. De fato, *O. nigripes* e *A. montensis* são aparentemente capazes de ocupar tanto habitats florestais nativos em vários estádios de sucessão bem como ambientes antropogênicos como plantações homogêneas de eucalipto, áreas de agricultura e áreas rurais com construções (Olifiers *et al.* 2005, Umetsu & Pardini 2007). Além disso, já foi demonstrado que a qualidade da matriz é uma variável essencial para explicar a distribuição e abundância de espécies generalistas como *A. montensis* e *O. nigripes* em fragmentos de Mata Atlântica (Umetsu *et al.* 2008).

Apesar do grande interesse que a questão de limiares ecológicos tem despertado (Huggett 2005, Lindenmayer *et al.* 2005, Radford *et al.* 2005), a maioria dos estudos focou o limiar relacionado à quantidade e configuração de habitat na escala da paisagem (*sensu* Fahrig 1998) e poucos o limiar relacionado a características das manchas em paisagens com diferentes proporções de habitat (*sensu* Andrén 1994). Entre os poucos que testaram o limiar de fragmentação *sensu* Andrén (1994), há discordâncias. Bender e colaboradores (1998) analisaram 25 estudos com aves, mamíferos e invertebrados em

várias partes do mundo e não encontraram relação entre o efeito da área do fragmento e a proporção de habitat remanescente na paisagem. Os autores atribuíram a discrepância entre os resultados reportados por eles e Andrén (1994) em parte à diferença no tipo de meta-análise realizada e ao fato de Andrén ter incluído respostas tanto à área como ao isolamento dos fragmentos, sem analisá-los separadamente. Embora seja considerada uma análise quantitativa poderosa para sumarizar e analisar múltiplos estudos independentes (Bender *et al.* 2003), a meta-análise é passível de críticas, entre elas, a falta de representatividade do conjunto de estudos já realizados sobre o assunto; a possível falta de independência entre os estudos, pesquisadores, ambientes ou táxons; a perda de informação quando sumarizada em um único valor; a mistura de trabalhos bons e ruins; e a falta de uniformidade entre os estudos (condições experimentais, desenho, unidade amostral, metodologia, regiões de estudo, tipos de habitats e de biota) (Arnqvist & Wooster 1995).

Por outro lado, Virgós (2001) amostrou 36 fragmentos de floresta entre 90 e 300 ha inseridos em matriz de agricultura e mediu características do entorno do fragmento dentro de uma área de 10 km x 10 km (quantidade de remanescentes, distância do fragmento a outras florestas maiores que 10.000 ha, distância às matas ripárias e às montanhas da Espanha Central), sendo que 12 fragmentos estavam inseridos em um entorno com <20% de remanescentes, outros 12 em meio a 20-30% de remanescentes e 12 em entorno com >30% de cobertura vegetal. Ele demonstrou que para fragmentos inseridos em um contexto com <20% de cobertura vegetal, o isolamento foi a melhor variável explanatória para explicar a abundância de texugo em fragmentos florestais na Espanha. Na literatura sobre fragmentação, o isolamento da mancha é quase que universalmente interpretado como uma característica da mancha. Contudo, segundo Bender *et al.* (2003) e Fahrig (2003), o isolamento do habitat seria mais corretamente entendido como uma medida de falta de habitat na paisagem que circunda a mancha. De modo geral, quanto mais isolada a mancha, menos habitat há na paisagem circundante. Se este for o caso, a resposta observada por Virgós (2001) pode ser devida à influência da quantidade de remanescente e não da característica da mancha de habitat.

Portanto, até onde sabemos, nosso estudo é o primeiro trabalho empírico a incluir mais de uma paisagem em seu desenho amostral e avaliar a importância da área dos fragmentos, e o primeiro a indicar a existência do limiar proposto por Andrén (1994). Até recentemente, as consequências ecológicas do desmatamento e da fragmentação das florestas tropicais no Brasil foram estudadas através da comparação

de manchas de diferentes tamanhos em uma mesma paisagem, desconsiderando o contexto da quantidade de floresta remanescente na paisagem (*e.g.*, Malcolm 1991, 1995, 1997, Laurance & Bierregaard 1997, para floresta Amazônica; Chiarello 2000, Metzger 2000, De Castro & Fernandez 2004, Pardini 2001, 2004, Pardini *et al.* 2005; Uezu *et al.* 2005 para a Mata Atlântica). Para pequenos mamíferos, parte destes estudos mostrou resultados contraditórios e contrários ao previsto pela teoria de Biogeografia de Ilhas. Em fragmentos recentemente isolados da Amazônia central, a fauna de pequenos mamíferos era mais rica e abundante do que em sítios de florestas contínuas (Malcolm 1991, 1995, 1997). Decréscimos na riqueza da assembléia de pequenos mamíferos relacionados à diminuição do tamanho de remanescentes de florestas também não foram detectados por Pardini (2001, 2004) na região do Una, sul da Bahia. A assembléia de pequenos mamíferos era mais rica e abundante nos fragmentos menores do que nos maiores e esse incremento estava relacionado à ocorrência de espécies adaptadas a ambientes perturbados ou a áreas abertas que estavam ausentes dos remanescentes maiores. No entanto, os fragmentos estudados por Pardini (2001, 2004) estavam inseridos em uma paisagem com 64% de florestas nativas, quantidade que ultrapassa a porcentagem crítica estabelecida pela teoria de percolação e, portanto, constitui uma paisagem com alta conectividade estrutural. Além disso, o efeito de tamanho não foi encontrado para nenhum dos vários grupos de fauna analisados em Una (borboletas frugívoras, lagartos e anfíbios de serrapilheira, aves, morcegos e pequenos mamíferos), apesar de os mesmos grupos apresentarem relação com tamanho em estudos em paisagens mais desmatadas (Pardini *et al.* submetido). Da mesma forma, os remanescentes estudados por Malcolm (1991, 1995, 1997) na Amazônia estão inseridos em um contexto de alta quantidade de habitat e conectividade, já que os fragmentos artificialmente isolados localizam-se próximos a floresta contínua. Assim, os resultados dos estudos realizados até o momento com pequenos mamíferos em paisagens florestais fragmentadas no Brasil também são congruentes com a existência de um limiar de fragmentação sensu Andrén.

Limiar de riqueza

Radford e colaboradores (2005), estudando aves florestais na Austrália em 24 paisagens de 10.000 ha, foram os primeiros a demonstrar a existência de um limiar associado à riqueza de espécies, que corresponde a uma diminuição brusca do total de espécies encontradas em uma paisagem quando resta por volta de 10% de habitat. O

limiar de riqueza implica na perda simultânea de muitas espécies durante o processo de perda de habitat na escala da paisagem (Radford *et al.* 2005). Lindenmayer e colaboradores (2006) e Fischer & Lindenmayer (2007) consideram improvável a existência de limiares únicos que possam ser aplicados a regiões ou grupos bióticos diferentes ou a medidas agregadas como a de riqueza de espécies, já que cada espécie responde diferentemente as alterações da paisagem (Ewers & Didham 2006, Lindenmayer *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007).

No Planalto Atlântico Paulista, a paisagem com maior cobertura florestal (50%) abriga 16 espécies endêmicas e a paisagem com 30% de remanescentes 13. As espécies não registradas na paisagem com 30% de habitat são espécies com ocorrência relatada por outros pesquisadores para essa paisagem (*e.g. Micoureus paraguayanus*, Umetsu & Pardini 2007, Umetsu *et al.* 2008) ou são espécies naturalmente raras também na paisagem mais florestada. Por outro lado, a paisagem com apenas 10% de remanescentes não abriga a maioria das espécies endêmicas. Apenas quatro espécies endêmicas (*S. angouya*, *G. microtarsus*, *Juliomys* spp. e *M. paraguayanus*) foram capturadas nessa paisagem, sendo que as quatro espécies mais comuns nas paisagens com maior quantidade de remanescentes, *M. incanus*, *D. sublineatus*, *B. soricinus* e *Monodelphis americana/scalopes*, estão ausentes. Neste caso, parece ter havido a extinção de 75% das espécies endêmicas que compõem a assembléia de pequenos mamíferos da Mata Atlântica em paisagens mais florestadas do Planalto Atlântico Paulista, o que é consistente com uma diminuição brusca do número de espécies na paisagem quando a perda de habitat atinge 90% como observado por Radford e colaboradores (2005). De fato, esta redução só foi observada para a riqueza de espécies endêmicas, as que apresentam maior associação e dependência as florestas (Ewers & Didham 2006, Lindenmayer *et al.* 2006, Fischer & Lindenmayer 2007).

Implicações para a conservação

O crescente interesse do meio científico e organizações não-governamentais pelos limiares ecológicos se deve ao potencial dos mesmos para delimitar o grau de perturbação tolerável de um sistema biológico. A existência e identificação de limiares ajudariam a definir (1) a tolerância das espécies a impactos como perda, simplificação e fragmentação de habitat, (2) o manejo do equilíbrio entre conservação e exploração, (3) a escolha de áreas destinadas à preservação e à restauração e ainda (4) o planejamento de zoneamentos regionais. Uma vez identificados, as políticas de manejo poderiam ser

desenvolvidas e implantadas com maior eficácia e menor custo (Huggett 2005, Radford *et al.* 2005).

Nossos resultados indicam que, ainda que os limiares variem entre espécies (Fischer & Lindenmayer 2007), é possível identificar grupos com respostas semelhantes à perda e fragmentação do habitat e padrões gerais podem ser identificados, auxiliando as políticas de manejo e conservação. Apesar de que a conservação no longo prazo de toda a assembléia de pequenos mamíferos de Mata Atlântica, incluindo aí espécies raras ou as espécies comuns que praticamente não ocorrem em paisagens fragmentadas provavelmente só seja possível em grandes áreas contínuas (Capítulo 1), uma realidade apenas em grandes unidades de conservação com proteção integral, nossos dados sugerem que paisagens fragmentadas com pelo menos 30% de remanescentes nativos secundários circundados por atividades antrópicas como cultivos e pastagens podem abrigar uma parcela considerável de espécies florestais e endêmicas de pequenos mamíferos de Mata Atlântica. Abaixo dessa quantidade de remanescente, não é mais possível conservar as espécies mais representativas desse bioma. Nossos dados sugerem também que diferentes estratégias de conservação devem ser consideradas dependendo das características da paisagem: a manutenção, proteção e fiscalização de paisagens com mais de 50%; a manutenção de fragmentos grandes em paisagens com 30%, e a restauração e conexão dos remanescentes em paisagens muito desmatadas.

A Mata Atlântica perdeu mais de 92% de sua área original. Hoje restam apenas cerca de 100.000 km² da floresta original e em grande parte concentrados nas áreas de relevo acidentado das regiões sul e sudeste do país (Hirota 2005). Segundo dados do relatório de qualidade ambiental do estado de São Paulo (2007), as porcentagens de remanescentes no estado por região administrativa variam de 2,45% (região de Ribeirão Preto) a 26,62% (região do Vale do Paraíba) e estão concentradas principalmente nas regiões litorâneas (34,4%) e de Sorocaba (21,2%). Embora o Código Florestal estabeleça que 20% da área de qualquer propriedade rural na região do bioma Mata Atlântica seja mantida como reserva legal e que as matas de galeria e de encosta íngremes sejam áreas de preservação permanente (Tabarelli *et al.* 2005), mais de 80% dos 645 municípios do estado de São Paulo possuem <20% de sua área coberta por remanescentes nativos (RQA 2007). Acreditamos que a aplicação do código florestal e a melhoria na fiscalização e controle de desmatamentos poderiam reverter a situação atual de conservação deste importante bioma (Tabarelli *et al.* 2005 e Pardini *et al.*, submetido). A implantação do código florestal e o incremento da área sob proteção

integral poderiam assegurar a manutenção de uma importante parcela da biodiversidade em comunhão com o uso do solo e a conservação de uma fauna íntegra em grandes unidades de conservação em áreas estrategicamente localizadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355-366.
- Andrén, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76(2): 235-242.
- Andrén, H. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80(1): 193-196.
- Arnqvist, G. & Wooster, D. 1995. Meta-analysis: synthesizing research findings in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 10(6): 236-240.
- Bender, D. J., Contreras, T. A & Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79(2): 517-533.
- Bender, D. J., Tischendorf, L. & Fahrig, L. 2003. Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18(1): 17-39.
- Bennett, A. F., Radford, J. Q. & Haslem, A. 2006. Properties of land mosaic: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133(2): 250-264.
- Bobo, K. S., Waltert, M., Fermon, H., Njokagbor, J., Muhlenberg, M. 2006. From forest to farmland: butterfly diversity and habitat associations along a gradient of forest conversion in Southwestern Cameroon. *Journal of Insect Conservation* 10(1): 29-42.
- Bolker, B. 2007. Package bbmle: Tools for general maximum likelihood estimation (R package version 0.8.2, based on stats4 by the R Development Core Team, <http://cran.r-project.org>).
- Bowers, M. A. & Matter, S. F. 1997. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch. *Journal of Mammalogy* 78(4): 999-1013.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical information - theoretic approach*. 2nded. Springer.
- Carmignotto, A. P. 2004. *Pequenos mamíferos terrestres do bioma Cerrado: padrões faunísticos locais e regionais*. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo.

- Cepagri 2007. CEPAGRI - Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura. www.cpa.unicamp.br. Acessado em setembro de 2007.
- Chiarello, A. G. 2000. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology* 14(6): 1649-1657.
- Cooper, C. B. & Walters, J. R. 2002. Independent effects of woodland loss and fragmentation on Brown Treecreeper distribution. *Biological Conservation* 105(11): 1-10.
- Connor, E. F. & McCoy, E. D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *American Naturalist* 113(6): 791-833.
- Connor, E. F., Courtney, A. C. & Yoder, J. M. 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology* 81(3): 734-748.
- Debinski, D. M. & Holt, R. D. 2000. Review: a survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- De Castro, E. B. V. & Fernandez, F. A. S. 2004. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragmentas in Brazil. *Biological Conservation* 119(1): 73-80.
- Develey, P. & Metzger, J. P. 2006. Birds in Atlantic Forest landscapes: effects of forest cover and configuration. In: W. Laurance & C. Peres (eds.). *Emerging threats to tropical forests*. Pp. 269-289. University of Chicago Press, Chicago.
- Dunn, R. R. & Romdal, T. S. 2005. Mean latitudinal range sizes of bird assemblages in six Neotropical forest chronosequences. *Global Ecology and Biogeography* 14(4): 359-366.
- Edenius, L. & Sjöberg, K. 1997. Distribution of birds in natural landscape mosaics of old-growth forests in northern Sweden: relations to habitat area and landscape context. *Ecography* 20(5): 425-431.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81(1): 117-142.
- Fahrig, L. 1998. When does fragmentation of breeding habitat affect population survival? *Ecological Modelling* 105(2-3): 273-292.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation* 100(1): 65-74.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic* 34(1): 487-515.

- Fisher, J. & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16(3): 265-280.
- Flather, C. H. & Bevers, M. 2002. Patchy reaction-diffusion and population abundance; the relative importance of habitat amount and arrangement. *American Naturalist* 159(1): 40-56.
- Fridley, J. D., Vandermaast, D. B., Kuppinger, D. M., Manthey, M. & Peet, R. K. 2007. Co-occurrence based assessment of habitat generalists and specialists: a new approach for the measurement of niche width. *Journal of Ecology* 95(4): 707-722.
- Gardner, R. H., Milne, B. T. Turner, M. G. & O'Neill. 1987. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* 1(1): 19-28.
- Gentile, R. & Cerqueira, R. 1995. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian Restinga. *Journal of Tropical Ecology* 11(4): 671-677.
- Gustafson, E. J. & Parker, G. R. 1992. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. *Landscape Ecology* 7(2): 101-110.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12(2): 321-334.
- Henein, K., Wenger, J. & Merriam, G. 1998. Population effects of landscape model manipulation on two behaviourally different woodland small mammals. *Oikos* 81(1): 168-186.
- Henle, K., Davies, K. F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13(1): 207-251.
- Hirota, M. M. 2005. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: C. Galindo-Leal & I. G. Câmara (eds.). *Mata Atlântica – Biodiversidade, ameaças e perspectivas*. Pp. 60-65. Fundação SOS Mata Atlântica, Belo Horizonte.
- Homan, R. N., Windmiller, B. S. & Reed, J. M. 2004. Critical thresholds associated with habitat loss for two vernal pool-breeding amphibians. *Ecological Applications* 14(5): 1547-1553.
- Huggett, A. J. 2005. The concept and utility of ecological threshold in biodiversity conservation. *Biological Conservation* 124(3): 301-310.
- Jansson, G & Angelstam, P. 1999. Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology* 14(3): 283-290.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia*. Ed. Fondo Cultura Economica, Mexico City.

- Kupfer, J. A., Malanson, G. P. & Franklin, S. B. 2006. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. *Global Ecology and Biogeography* 15(1): 8–20.
- Lambert, T. D., Malcolm, R. J. & Zimmerman, B. L. 2006. Amazonian small mammal abundances in relation to habitat structure and resource abundance. *Journal of Mammalogy* 87(4): 766:776.
- Laurance, W. F. & Bierregaard, R. O. 1997. *Tropical forest remnants – ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Lindenmayer, D. B., McIntyre, S. & Fischer, J. 2003. Birds in eucalypt and pine forest: landscape alteration and its implications for research models of fauna habitat use. *Biological Conservation* 110(1): 45-53.
- Lindenmayer, D. B. & Cunningham, F. R. B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biological Conservation* 124(3): 311-316.
- Lindenmayer, D. B., Franklin, J. F., Fischer, J. 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131(3): 433-445.
- MacArthur, R. H., Wilson, E. O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.
- Malcolm, J. R. 1991. *The small mammals of Amazon forest fragments: pattern and process*. Ph.D. Dissertation, University of Florida. Gainesville, Florida.
- Malcolm, J. R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: M. D. Lowman & N. M. Nadkarni (eds.). *Forest Canopies*. Pp. 179-197. Academic Press, San Diego, California.
- Malcolm, J. R. 1997. Biomass and diversity of small mammals in Amazonian forest fragments. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Pp. 207–221. University of Chicago Press, Chicago.
- Manning, A. D., Lindenmayer, D. B. & Nix, H. A. 2004. Continua and Umwelt: novel perspectives on viewing landscapes. *Oikos* 104(3): 621-628.
- McGarigal, K. & McComb, W. C., 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs* 65(3): 235-260.

- McGarigal, K. & Cushman, S. A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12(2): 335-345.
- Meyer, J. S., Irwin, L. L. & Boyce, M. S. 1998. Influence of habitat abundance and fragmentation on Northern Spotted-Owls in Western Oregon. *Wildlife Monographs* 139: 1-51.
- Metzger, J. P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (3-1): 445-463.
- Metzger, J. P. & Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape level. *Acta Oecologica* 18(1): 1-12.
- Metzger, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10(4): 1147-1161.
- Nowak R. M. 1999. *Walker's mammals of the world*. Vol. 2. 6th edition. The John Hopkins University Press, Baltimore and London.
- Olifiers, N., Gentile, R. & Fizon, J. T. 2005. Relation between small-mammal species composition and anthropic variables in the Brazilian Atlantic Forest. *Brazilian Journal of Biology* 65(3): 495-501.
- Oliveira-Filho, A. T., Fontes, M. A. L. 2000. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32(4b): 793-810.
- Pardini, R. 2001. *Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação*. Tese de doutoramento. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Pardini, R. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13(13): 2567-2586.
- Pardini, R., Souza, S. M., Braga-Neto, R. & Metzger, J. P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 124(2): 253-266.
- Pardini, R., Accacio, G. M., Laps, R. R., Mariano, E., Paciencia, M. L. B., Dixo, M., Baumgarten, J. & Faria, D. (submetido). The challenge of maintaining biodiversity in the Atlantic forest: A multi-taxa conservation assessment of an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*.

- Percequillo, A. R. 2003. *Sistemática das espécies sul-americanas do gênero Oryzomys Baird, 1858 (Muroidea, Sigmodontinae)*. Tese de doutorado. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. & Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 108(2): 229-237.
- Ponçano, W. L., Carneiro, C. D. R., Bistrichi, C. A., Almeida, F. F. M. e Prandini, F. L. 1981. *Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo*. São Paulo, IPT (IPT, Monografias, 5). Escala: 1:1 000 000.
- Püttker, T.R.; Pardini, R. Meyer-Lucht, Y. & Sommer, S. 2008. Responses of five small mammal species to micro-scale variations in vegetation structure in secondary Atlantic Forest remnants, Brazil. *BMC Ecology* 8:9. <http://www.biomedcentral.com/1472-6785/8/9>.
- R Development Core Team 2006. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. <http://www.R-project.org>.
- Radford, J. & Bennet, A. F. 2004. Thresholds in landscape parameters: occurrence of the white-browed treecreeper *Climacteris affinis* in Victoria, Australia. *Biological Conservation* 117(4): 375-391.
- Radford, J. Q., Bennett, A. F. & Cheers, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124(3): 317-337.
- Radford, J. & Bennet, A. F. 2007. The relative importance of landscape properties for woodland birds in agricultural environments. *Journal of Applied Ecology* 44(4): 737-747.
- Reis, N. R., Peracchi, A. L., Pedro, W. A. & Lima, I. P. 2006 *Mamíferos do Brasil*. Londrina. Paraná.
- RQA. 2007. *Relatório de qualidade ambiental do estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente.
- Ross, J. L. S., Moroz, I. C. 1997. *Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo: escala 1:500.000*. FFLCH-USP, IPT e FAPESP, São Paulo.
- Rossi, N. 2007. *Pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo: a importância da estrutura da vegetação e da disponibilidade de*

- recursos para a distribuição das espécies*. Relatório final – PIBIC / CNPQ. Departamento de Zoologia. Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Slade, N. A. & Blair, S. M. 2000. An empirical test of using counts of individuals as indices of population size. *Journal of Mammalogy* 81(4): 1035–1045.
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M. & Bedê, L. C. 2005. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil* 1(1): 132-138.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: pattern and process*. Springer-Verlag New York, Inc.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L. & Merriam, G. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9(2): 586-593.
- Uezu, A., J. P. Metzger, & J. M. E. Vielliard. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation* 123(4): 507-519.
- Umetsu, F., Naxara, L. & Pardini, R. 2006. Evaluating the efficiency of pitfall traps for sampling small mammals in the Neotropics. *Journal of Mammalogy* 87(4): 757-765.
- Umetsu, F. & Pardini, R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats – evaluating matrix quality in an Atlantic Forest landscape. *Landscape Ecology* 22(4): 517-530.
- Umetsu, F., Metzger, J. P. & Pardini, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography* <http://www.blackwell-synergy.com/doi/pdf/10.1111/j.2008.0906-7590.05302.x>.
- Vieira, M. V., Faria, D., Fernandez, F., Ferrari, S., Freitas, S., Gaspar, D. A., Moura, R., Olifiers, N., de Oliveira, P. P., Pardini, R., Pires, A., Ravetta, A., de Mello, M. A. R., Ruiz, C., Setz, E., 2003. Mamíferos. In: D. M., Rambaldi D. A. S. Oliveira (eds.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Pp.125-151. MMA/SBF, Brasília.
- Virgós, E. 2001. Role of isolation and habitat quality in shaping species abundance: a test with badgers (*Meles meles* L.) in a gradient of forest fragmentation. *Journal of Biogeography* 28(3): 381-389.

- Villard, M. A., Trzcinski, K. & Merriam, G. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13(4): 774-783.
- Watling, J. I. & Donnelly, M. A. 2006. Fragments as islands: a synthesis of faunal responses to habitat patchiness. *Conservation Biology* 20(4): 1016-1025.
- Wiens, J. A. 1989. Spatial scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3(4): 385-397.
- Wiens, J. A., Schooley, R. L. & Weeks-Jr, R. D. 1997. Patchy landscape and animal movements: do beetles percolate? *Oikos* 78(2): 257-264.
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. In: M. E. Soulé & B. A. Wilcox. (eds.). *Conservation Biology: an evolutionary ecological perspective*. Pp. 95-117. Sunderland, Sinauer.
- With, K. A. & Crist, T. O. 1995. Critical threshold in species' responses to landscape structure. *Ecology* 76(8): 2446-2459.
- With, K.A. & King, A. W. 1999. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. *Conservation Biology* 13(2): 314-326.
- With, K.A. & King, A. W. 2001. Analysis of landscape sources and sinks: the effect of spatial pattern on avian demography. *Biological Conservation* 100(1): 75-88.

Tabela 1. Índices utilizados para quantificar e descrever os remanescentes florestais nas três paisagens estudadas (Ribeirão Grande/Capão Bonito – 10%, Cotia/Ibiúna – 30% e Piedade/Tapiraí – 50% de remanescentes) no Planalto Atlântico Paulista.

Índices	Unidade	10%	30%	50%
Porcentagem de remanescente	%	48,97	31,10	11,22
Índice da maior mancha	%	14,76	3,61	0,99
Tamanho médio das manchas ($\pm$ DP)	ha	15,37 $\pm$ 92,21	9,46 $\pm$ 29,66	3,75 $\pm$ 9,70
Proximidade média das manchas ($\pm$ DP)	sem unidade	1739,57 $\pm$ 5602,12	541,20 $\pm$ 1215,81	93,71 $\pm$ 294,55
Distância média ao vizinho mais próximo ($\pm$ DP)	m	52,73 $\pm$ 42,01	60,09 $\pm$ 58,52	101,46 $\pm$ 114,09
Conectividade estrutural/ coesão entre manchas	sem unidade	99,2683	98,5597	97,2573

Tabela 2. Hipóteses para descrever a variação da assembléia de pequenos mamíferos (riqueza e abundância de espécies endêmicas e não-endêmicas) e da abundância das sete espécies mais comuns em função da área do fragmento em três paisagens com diferentes porcentagens de florestas remanescentes no Planalto Atlântico Paulista.

Código	Modelo	Gráfico
1	Hipótese nula: sem efeito da área dos fragmentos e do contexto (paisagem)	
2	Teoria de Biogeografia de ilhas: com efeito da área dos fragmentos, independente do contexto (paisagem)	
3	Hipótese da perda de habitat na escala da paisagem: com efeito do contexto (paisagem), independente da área dos fragmentos	
4	Hipótese deste estudo: com efeito do contexto (paisagem) e da área do fragmento em apenas em uma paisagem (30%)	
5	Limiar de fragmentação de Andrén: com efeito do contexto (paisagem) e efeito da área em duas paisagens (10-30%); coeficientes iguais	
6	Limiar de fragmentação de Andrén: com efeito do contexto (paisagem) e efeito da área em duas paisagens (10-30%); coeficientes diferentes	
7	Hipótese alternativa: com efeito do contexto (paisagem) e da área do fragmento nas três paisagens; coeficientes iguais	
8	Hipótese alternativa: com efeito do contexto (paisagem) e da área do fragmento nas três paisagens; coeficientes diferentes	

Tabela 3. Número de indivíduos e número de sítios com ocorrência das espécies de pequenos mamíferos endêmicos e não-endêmicos capturados nas três paisagens estudadas (Ribeirão Grande/Capão Bonito – 10%, 15 sítios amostrado, Cotia/Ibiúna – 30%, 20 sítios amostrados e Piedade/Tapiraí – 50% de remanescentes e 15 sítios amostrados) no Planalto Atlântico Paulista.

	10%	30%	50%	
	Abundância/ (nº de sítios)	Abundância/ (nº de sítios)	Abundância/ (nº de sítios)	Nº total de sítios
Espécies endêmicas				
<i>Marmosops incanus</i>		178 (19)	189 (15)	34
<i>Delomys sublineatus</i>		98 (18)	74 (13)	31
<i>Brucepattersonius soricinus</i>		57 (13)	89 (14)	27
<i>Monodelphis americana/scalops</i>		52 (17)	88 (11)	28
<i>Sooretamys angouya</i>	14 (5)	91 (19)	33 (11)	35
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	42 (10)	30 (16)	12 (11)	37
<i>Juliomys pictipes/ossitenuis</i>	12 (8)	4 (4)	10 (5)	17
<i>Thaptomys nigrita</i>		3 (3)	22 (9)	12
<i>Euryoryzomys russatus</i>		11 (5)	5 (4)	9
<i>Oxymycterus dasytrichus</i>		10 (5)		5
<i>Phyllomys nigrispinus</i>		6 (6)	3 (3)	9
<i>Philander frenatus</i>			7 (2)	2
<i>Akodon serrensis</i>			3 (2)	2
<i>Monodelphis macae</i>			2 (2)	2
<i>Abrawayaomys ruschii</i>			1 (1)	1
<i>Rhagomys rufescens</i>		1 (1)		1
<i>Micoureus paraguayanus</i>	8 (3)		1 (1)	4
<i>Monodelphis sorex</i>		2 (2)	5 (3)	5
Total	76	543	544	
Riqueza	4	13	16	

Tabela 3. Continuação.

	10%	30%	50%	
	Abundância/ (nº de sítios)	Abundância/ (nº de sítios)	Abundância/ (nº de sítios)	Nº total de sítios
Espécies não-endêmicas				
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	409 (15)	259 (20)	63 (14)	49
<i>Akodon montensis</i>	45 (12)	144 (20)	76 (15)	47
<i>Oligoryzomys flavescens</i>	8 (5)		18 (10)	15
<i>Calomys tener</i>	4 (4)	9 (6)	8 (7)	17
<i>Monodelphis kunsii</i>	18 (11)		1 (1)	12
<i>Necomys (=Bolomys) lasiurus</i>	8 (2)	2 (2)	3 (2)	6
<i>Oxymycterus rufus</i>	6 (4)		7 (5)	9
<i>Bibimys labiosus</i>		2 (2)	1 (1)	3
<i>Nectomys squamipes</i>		1 (1)	2 (2)	3
<i>Lutreolina crassicaudata</i>		2 (2)		2
<i>Mus musculus</i>	2 (1)			1
<i>Oxymycterus delator</i>	1 (1)			1
Total	501	419	179	
Riqueza	9	7	9	
Abundância total	577	962	723	
Riqueza total	13	20	25	

Tabela 4. Média (*X*) e desvio-padrão (*DP*) entre os sítios de amostragem das variáveis da assembléia de pequenos mamíferos e das sete espécies mais comuns em cada uma das três paisagens estudadas (Ribeirão Grande/Capão Bonito – 10%, Cotia/Ibiúna – 30% e Piedade/Tapiraí – 50% de remanescentes) no Planalto Atlântico Paulista.

	50%		30%		10%	
	<i>X</i>	<i>X</i>	<i>DP</i>	<i>DP</i>	<i>X</i>	<i>DP</i>
Variáveis da assembléia						
Riqueza de espécies endêmicas	5,5	4,9	1,1	1,7	1,1	0,7
Riqueza de espécies não-endêmicas	2,7	2,0	0,5	0,6	2,7	1,2
Abundância de espécies endêmicas	36,3	27,2	11,4	16,5	5,1	5,3
Abundância de espécies não-endêmicas	11,9	21,0	10,4	4,9	33,4	13,3
Espécies endêmicas						
<i>Brucepattersonius soricinus</i>	3,0	2,1	1,4	3,2	0,0	0,0
<i>Delomys sublineatus</i>	2,5	2,2	2,5	2,8	0,0	0,0
<i>Marmosops incanus</i>	6,3	3,6	4,5	5,7	0,0	0,0
<i>Gracilinanus microtarsus</i>	0,4	1,0	0,8	0,6	1,4	2,2
<i>Sooretamys angouya</i>	1,1	2,6	2,3	1,5	0,5	1,1
Espécies não-endêmicas						
<i>Akodon montensis</i>	2,5	3,6	3,3	2,0	1,5	2,2
<i>Oligoryzomys nigripes</i>	2,1	6,5	5,3	1,9	13,6	7,8

Tabela 5. Modelos selecionados (i.e. $\Delta AICc < 2$) para a variação na riqueza e abundância da assembléia de pequenos mamíferos em função da área do fragmento em três paisagens com diferentes proporções de floresta remanescente no Planalto Atlântico Paulista. Os modelos estão ordenados a partir do mais plausível (*i. e.* do menor para o maior valor de AICs). Para cada modelo, o número de parâmetros (K), o peso de evidência (w_i) e a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo ($\Delta AICc$) foram informados.

Variável resposta	Código	K	i.AICc	$\Delta AICc$	w_i
Riqueza Média Espécies Endêmicas	7	4	228,7	0,0	0,3507
	5	5	229,7	1,0	0,2148
	4	5	229,9	1,2	0,1924
Riqueza Média Espécies Não Endêmicas	1	2	202,6	0,0	0,2650
	3	4	202,8	0,2	0,2357
Abundância Espécies Endêmicas	4	5	359,6	0,0	1
Abundância Espécies Não Endêmicas	3	4	366,0	0,0	1

Tabela 6. Modelos selecionados (i.e. $\Delta AICc < 2$) para a variação na abundância de setes espécies de pequenos mamíferos em função da área do fragmento em três paisagens com diferentes proporções de florestas remanescentes no Planalto Atlântico Paulista. Os modelos estão ranqueados a partir do mais plausível (*i. e.* do menor para o maior valor de AICs). Para cada modelo, o número de parâmetros (K), o peso de evidência (w_i) e a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo ($\Delta AICc$) foram informados.

Variável resposta	Código	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
Espécies Endêmicas					
<i>B. soricinus</i>	4	5	173,8	0,0	0,4377
<i>D. sublineatus</i>	4	5	188,8	0,0	0,4095
<i>M. incanus</i>	4	5	228,8	0,0	0,4185
<i>G. microtarsus</i>	4	5	174,0	0,0	0,5131
	3	4	174,4	0,4	0,4272
<i>S. angouya</i>	3	4	212,6	0,0	0,9897
Espécies não Endêmicas					
<i>A. montensis</i>	3	4	268,9	0,0	0,921
<i>O. nigripes</i>	3	4	330,3	0,0	1

Figura 1. Distribuição dos remanescentes de floresta nativa (cinza) e localização das paisagens fragmentadas estudadas no Planalto Atlântico Paulista. (1) paisagem fragmentada em Ribeirão Grande e Capão Bonito (10% de remanescentes), (2) paisagem fragmentada em Piedade e Tapiraí (50% de remanescentes) e (3) paisagem fragmentada em Cotia e Ibiúna (30% de remanescentes). Pontos - sítios amostrados.

Figura 2. Modelos plausíveis para descrever as relações entre área do fragmento (log) e a riqueza de espécies endêmicas (A), riqueza de espécies não-endêmicas (B), abundância de espécies endêmicas (C) e abundância de espécies não-endêmicas em três paisagens com diferentes porcentagens de florestas remanescentes no Planalto Atlântico Paulista.

Figura 3. Modelos plausíveis para descrever as relações entre área do fragmento (log) e abundância das espécies endêmicas *Brucepattersonius soricinus* (A), *Delomys sublineatus* (B), *Marmosops incanus* (C), *Gracilinanus microtarsus* (D), *Oryzomys angouya* (E), e das não-endêmicas *Akodon montensis* (F) e *Oligoryzomys nigripes* (G) em três paisagens com diferentes proporções de florestas remanescentes no Planalto Atlântico Paulista.

CAPÍTULO 4

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho teve como objetivo tentar responder questões teóricas atuais e relevantes com respeito ao impacto da perda e fragmentação de habitat sobre a assembléia de pequenos mamíferos do bioma Mata Atlântica e sugerir práticas visando à conservação desse grupo animal. No Capítulo Introdutório apresentei a situação atual do bioma Mata Atlântica que se resume a 8% de sua área original distribuída em fragmentos pequenos, secundários, imersos em matrizes urbanas ou com práticas agrícolas e, mesmo assim, trata-se de uma região rica, que abriga inclusive novidades para a ciência, ressaltando a importância dos remanescentes de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista.

O levantamento da literatura acerca dos estudos com pequenos mamíferos do bioma Mata Atlântica teve como objetivo demonstrar a importância numérica e ecológica desse grupo animal e discorrer sobre as variáveis que determinam sua distribuição, riqueza, composição e abundância ao longo da Mata Atlântica, com destaque para os fatores decorrentes da expansão e atividades humanas, como a variação na qualidade e configuração dos remanescentes de floresta e no tipo de ambiente que os circunda. Além disso, apontei questões importantes como o baixo número de espécies de pequenos mamíferos contidos nas listas de fauna ameaçada e a falta de resultados conclusivos nos estudos da relação espécie-área focando esse grupo animal. Desta forma, tentei inserir os temas discutidos nesta tese e chamar a atenção para a sua contribuição dentro do histórico dos estudos sobre pequenos mamíferos no Brasil.

A observação da incoerência entre o alto número de espécies de pequenos mamíferos com ocorrência na Mata Atlântica, algumas exclusivas deste bioma, a grande quantidade de área perdida de florestas nos trópicos e do baixíssimo número de espécies de roedores e marsupiais na lista de fauna ameaçada, fez-nos olhar com mais atenção para os critérios utilizados na identificação das espécies com algum risco de extinção. Embora o sistema de classificação adotado seja objetivo e pautado em bases teóricas e científicas, ele superestima o grau de conhecimento hoje disponível para a maioria das espécies no mundo e parece ser mais um ideal de sistema de classificação de risco de extinção. O emprego de um sistema de classificação tão complexo é especialmente difícil nos trópicos, onde há carência de dados de distribuição geográfica e número e tamanho das populações para a grande maioria das espécies.

Tentamos argumentar que o critério de raridade, local ou geográfica, é no mínimo controverso para ser o principal critério a pautar as decisões sobre quais espécies devem ou não fazer parte da lista de fauna ameaçada. Nossos dados mostram que a raridade, quando

não decorrente da ação antrópica, não é necessariamente um bom previsor do grau de ameaça sofrido por uma espécie. A variabilidade na resposta das espécies presentes nas listas vermelhas frente aos processos de perda e fragmentação do habitat, juntamente com a exclusão de espécies comuns afetadas por esses processos, enfraquece o uso dessas listas na tomada de decisão frente às políticas de conservação e no regulamento do desenvolvimento e da exploração dos recursos naturais. Em sendo a perda e fragmentação das florestas decorrentes da ação humana a principal ameaça à biodiversidade, a fauna incluída em listas vermelhas deveria ser aquela que responde a essa ameaça, sejam elas raras ou não. Embora os critérios quantitativos de decréscimos de populações seriam os mais indicados para avaliar quais espécies sofrem de fato com o desmatamento ou mudanças decorrentes, eles ainda são inatingíveis. Cabe então a nós propor alternativas para superar esse déficit no nosso conhecimento acerca da distribuição das espécies e do tamanho das populações.

Neste sentido, este trabalho não visa propor uma receita infalível de como resolver essa situação, mas sim chamar atenção para essa questão e estimular os pesquisadores a pensar na re-elaboração das listas ou na adição de novos critérios de forma a levar a inclusão de espécies sabidamente afetadas pela perda de habitat, mas que se encontram hoje excluídas desse instrumento legal. As sugestões aventadas por nós são a separação de dois grupos de espécies (naturalmente raras *versus* afetadas pelas ações antrópicas) nas listas vermelhas e a inclusão de critérios como a resposta à perda e fragmentação do habitat e a especificidade ao habitat, na forma de endemismos e de grau de tolerância à matriz, na avaliação do status de ameaça das espécies mais comuns.

Por outro lado, as inconsistências nos estudos da relação espécies-área para pequenos mamíferos neotropicais também nos fez olhar com mais atenção para escalas de estudo mais amplas e identificar outros elementos que poderiam estar influenciando esses resultados. Até a década de 80, a maioria dos trabalhos que testou a relação espécies-área e estudou os efeitos da fragmentação em ambientes continentais usou como base teórica a Biogeografia de Ilhas e não levou em conta elementos localizados fora da mancha de habitat, como outras manchas de remanescentes nativos. A partir do início da década de 80, um novo programa de pesquisa, a Ecologia da Paisagem, passou a abordar a fragmentação sob um prisma diferente, o que permitiu ir além das teorias e paradigmas vigentes e a adotar uma visão mais realista da paisagem na tentativa de compreender sua heterogeneidade espacial e seus efeitos sobre os processos ecológicos. Os fragmentos passaram então a ser entendidos não como análogos a ilhas imersas no oceano, mas sim como manchas de

habitat, contidas em uma paisagem, e circundados por um tipo particular de vizinhança que exerce influência sobre as manchas.

Nossos dados mostraram que, além da área da mancha de habitat, a natureza da paisagem, em particular, a quantidade de remanescentes que circunda as manchas de floresta é fundamental para explicar a persistência de populações ou espécies em paisagens fragmentadas, corroborando pesquisas atuais feitas em várias partes do mundo. De fato, a área só é importante quando a quantidade de remanescente em volta do fragmento-alvo está por volta de 30% para pequenos mamíferos endêmicos de ambientes florestais. Além disso, abaixo de 10% de remanescente, perde-se 75% das espécies endêmicas de pequenos mamíferos com ocorrências em paisagens fragmentadas mais florestadas. Assim, diferentes estratégias de conservação devem ser consideradas dependendo das características da paisagem: a manutenção ou conversão das grandes áreas contínuas em unidades de conservação com proteção integral como única forma de conservar, no longo prazo, toda a assembléia de pequenos mamíferos de Mata Atlântica, incluindo aí espécies raras ou as espécies comuns que praticamente não ocorrem em paisagens fragmentadas; a manutenção, proteção e fiscalização de paisagens com mais de 50% de remanescente e a manutenção de fragmentos grandes em paisagens com 30% para assegurar a permanência de uma grande parcela da fauna de pequenos mamíferos ainda que com a perda de algumas espécies comuns em florestas contínuas como *Euryoryzomys russatus* e *Thaptomys nigrita*; e finalmente a restauração e conexão dos remanescentes em paisagens muito desmatadas. Tendo em vista que mais de 80% dos municípios do estado de São Paulo possui <20% de sua área coberta por remanescentes nativos, é imperativo que o código florestal seja a implantado e sob forte fiscalização.

Afora as questões centrais desta tese, a nossa amostragem padronizada, de longa duração, com um esforço total de 23.936 armadilhas-noite e realizada em seis paisagens de 10.000 ha cada dentro do Planalto Atlântico Paulista, nos permitiu amostrar 3.930 indivíduos pertencentes a 42 espécies de pequenos mamíferos (28 roedores e 14 marsupiais), que representam cerca de 50% das espécies com ocorrência registrada no bioma Mata Atlântica. Dessas 42 espécies, 27 delas são endêmicas de biomas florestais, dez estão em listas de fauna ameaçada, duas são espécies a serem descritas (*Oryzominae* sp. nova e *Rhipidomys* sp. nova) e cinco são raras (*Abrawayaomys ruschii*, *Blarinomys breviceps*, *Rhagomys rufescens*, *Monodelphis iheringi* e *Euryzygomatomys spinosus*). As capturas de *Abrawayaomys ruschii*, *Rhagomys rufescens* e *Oryzominae* sp. nova em Ribeirão Grande (Fazenda Paraíso) e de *Abrawayaomys ruschii* em Piedade (Parque Estadual do Jurupará) são registros inéditos que

contribuíram para a ampliação da área de distribuição das espécies. E por fim, a descrição da espécie *Juliomys ossitenuis* em 2007 foi feita com base, em grande parte, nos exemplares por nós coletados. Assim sendo, esta tese de doutorado vem contribuir com novas informações teóricas acerca dos fatores que influenciam a ocorrência e abundâncias das espécies, ampliar nosso conhecimento sobre a distribuição de algumas delas e, por fim, sugerir propostas para a conservação dos pequenos mamíferos do Planalto Atlântico Paulista.

RESUMO

Por meio de uma amostragem padrozinada de longa duração, realizamos levantamentos de pequenos mamíferos com armadilhas de interceptação e queda em 68 sítios distribuídos em seis paisagens de 10.000 ha (três em mata contínua e três em paisagens fragmentadas) localizadas em três regiões do Planalto Atlântico Paulista. As paisagens fragmentadas compreendem diferentes quantidades de matas remanescentes, 50%, 30% e 10%, porcentagens acima e próximas dos limites superior e inferior do limiar teórico de fragmentação (10-30%). A presente tese de doutoramento foi dividida em quatro capítulos e duas abordagens principais. A primeira delas (Capítulo 2) teve por objetivo avaliar se os pequenos mamíferos listados como ameaçados de extinção são afetados pela fragmentação e pela qualidade dos remanescentes de Mata Atlântica do Planalto Atlântico Paulista. Para isso, utilizamos os dados coletados nos 68 sítios amostrados, os quais estavam distribuídos em oito categorias: nove em matas maduras contínuas, nove em matas secundárias contínuas, quatro em fragmentos grandes e 11 em fragmentos pequenos da paisagem com 50% de remanescentes, sete em fragmentos grandes e 13 em fragmentos pequenos da paisagem com 30% de remanescentes, e quatro em fragmentos grandes e 11 em fragmentos pequenos da paisagem com 10% de remanescentes. Avaliamos se 10 espécies de pequenos mamíferos listados como ameaçados de extinção e cinco espécies endêmicas comuns nas mata contínuas e ausentes das listas vermelhas são afetados igualmente pela fragmentação, na escala da paisagem e da mancha, e pela qualidade dos remanescentes de Mata Atlântica. Nenhuma das espécies analisadas, independentemente do grau de ameaça ou de raridade, respondeu a variação do estágio de regeneração das matas contínuas. Por outro lado, nossos dados mostraram que as espécies endêmicas comuns respondem de forma mais congruente e negativamente à perda e fragmentação da Mata Atlântica do que as ameaçadas, as quais tanto podem não ser afetadas quanto ser positivamente ou negativamente afetadas pela fragmentação. Assim, sugerimos a separação das espécies em dois grupos nas listas vermelhas (naturalmente raras *versus* afetadas pelas ações antrópicas) e a utilização de outros critérios para avaliar o status de ameaça das espécies mais comuns, como a resposta à perda e fragmentação do habitat e a especificidade ao habitat na forma de endemismos e de grau de tolerância a matriz. A segunda abordagem (Capítulo 3) teve como objetivo verificar a influência do contexto (paisagem) e do tamanho do fragmento em paisagens com quantidades diferentes de remanescentes sobre a riqueza e abundância de espécies endêmicas e não-endêmicas. Para isso, utilizamos dados de 50 dos 68 fragmentos amostrados, localizados nas três paisagens

fragmentadas com 50%, 30% e 10% de remanescentes. A partir da avaliação da plausibilidade de oito modelos de regressão, que expressam visões teóricas alternativas da importância do contexto e da área dos fragmentos, investigamos se a influência positiva da área das manchas de floresta é mais forte (1) para as espécies endêmicas e (2) na paisagem próxima ao limite superior do limiar de fragmentação (*sensu* Andrén, 1994), já que em contexto de muita mata remanescente, fragmentos pequenos e grandes poderiam abrigar populações viáveis, e em contexto de pouca mata remanescente, espécies sensíveis já teriam desaparecido. Com exceção da riqueza de espécies não-endêmicas, modelos que incluem o contexto foram as hipóteses mais plausíveis para descrever a variação da riqueza e abundância das espécies de pequenos mamíferos. Como esperado, a influência positiva da área do fragmento foi mais importante na paisagem com 30% de floresta para a maioria das espécies de pequenos mamíferos endêmicos, enquanto que os modelos que incluem a influência da área do fragmento não estiveram entre os mais plausíveis para as espécies não-endêmicas. Nossos resultados corroboram a existência de um limiar de fragmentação e indicam que, ainda que os limiares variem entre espécies, é possível identificar grupos com respostas semelhantes à perda e fragmentação do habitat, auxiliando as políticas de manejo e conservação.

ABSTRACT

A long-term standardized survey of the Atlantic Forest small mammals was conducted using pitfall traps in 68 sites distributed in six 10.000-ha landscapes (three in continuous forest and three in fragmented landscapes) located in three regions in the Atlantic Plateau of São Paulo. The fragmented landscapes harbored different amounts of remnants, 50%, 30% and 10%, percentages above or within the superior and inferior limits of the theoretical fragmentation threshold (10-30%). This thesis was divided in four chapters e two main approaches. The first approach (Chapter 2) aimed to evaluate if small mammals listed as threatened were affected by forest fragmentation and quality in the Atlantic Plateau of São Paulo state. For this, we used data from 68 sites distributed in eight categories: nine in mature continuous forests, nine in secondary continuous forests, four in large and 11 in small patches in the landscape with 50% of remnants, seven in large and 13 in small patches in the landscape with 30% of remnants and four in large and 11 in small patches in the landscape with 10% of remnants. We investigated if 10 threatened small mammals and five non-threatened endemic species commonly found in continuous forests were equally affected by fragmentation, at the landscape and patch scales, and by forest quality. Regardless of threat or rarity level, no analyzed species responded to differences in the regeneration stage in continuous forests. On the other hand, our data showed that common endemic species respond more strongly and negatively to the loss and fragmentation of the Atlantic Forest than threatened species, which either may not be affected by fragmentation, or be positively or negatively affected. we suggest separating species in two groups (naturally rare *versus* affected by human impact) in the Red Lists and including different criteria to evaluate common species such as response to habitat loss and fragmentation as well as habitat specificity in terms of endemism and level of matrix tolerance. The second approach (Chapter 3) aimed to evaluate the effects of context (landscape) and patch area in landscapes with different amounts of remnants on the richness and abundance of the endemic and non-endemic species. We used data from 50 sites located in the three fragmented landscapes. By analyzing the plausibility of eight regression models, which express alternative theoretical hypothesis about the importance of context and patch area, we investigate if the positive influence of patch area was stronger (1) for endemic species and (2) in the landscape within the superior limit of the fragmentation threshold (*sensu* Andrén, 1994), since in a context of high proportion of remnants, small and large patches could harbor viable populations and in a context of low proportion of remnants, sensitive species would have gone extinct. Except for the non-

endemic species richness, the models including context were the most plausible hypothesis to describe small mammal richness and abundance variations. As expected, the positive influence of patch area was more important in the landscape with 30% of remnants for the majority of the endemic small mammals, whereas the models including patch area were not among the most plausible ones for the non-endemic species. Our data corroborate the existence of a fragmentation threshold and point out that, although thresholds vary among species, it is possible to identify groups with similar response to habitat loss and fragmentation, directing management and conservation policies.